

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS  
UNIFAL-MG

**NATHALIA MONALISA FRANCISCO**

**INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS LOCAIS E DA PAISAGEM SOBRE  
COMUNIDADES DE EPÍFITAS VASCULARES EM PASTAGENS**

ALFENAS/MG

2017

**NATHALIA MONALISA FRANCISCO**

**INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS LOCAIS E DA PAISAGEM SOBRE  
COMUNIDADES DE EPÍFITAS VASCULARES EM PASTAGENS**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Concentração: Diversidade Biológica e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos.  
Co-orientador: Dr. Maurício Bonesso Sampaio

Alfenas/MG

2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfenas

Francisco, Nathalia Monalisa.

Influência de parâmetros locais e da paisagem sobre comunidades de  
Epífitas vasculares em pastagens / Nathalia Monalisa Francisco. -- Alfenas -  
MG, 2017.  
54 f.

Orientador: Flavio Nunes Ramos.  
Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal  
de Alfenas, 2017.  
Bibliografia.

1. Árvores. 2. Epífitas. 3. Heterogeneidade ecológica. 4. Pastagens.  
I. Ramos, Flavio Nunes. II. Título.

CDD-577



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG  
Programa de Pós-Graduação Ciências Ambientais  
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG CEP 37130-001  
Fone: (35) 3701-9685 (Coordenação) / (35) 3701-9262 (Secretaria)  
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



NATHALIA MONALISA FRANCISCO

**“Influência de parâmetros locais e da paisagem sobre comunidades de epífitas vasculares em pastagens”**

A Banca julgadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Concentração: Ciências Ambientais.

Aprovada em: 21 de fevereiro de 2017.

Prof. Dr. Flávio Nunes Ramos

Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura: \_\_\_\_\_

Prof. Dr. André Felipe Nunes de Freitas

Instituição: UFRRJ

Assinatura: \_\_\_\_\_

Profª. Dra. Marina Wolowski Torres

Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura: \_\_\_\_\_

*Dedico aos meus pais, que provavelmente nunca vão ler este trabalho, mas que foram fundamentais pra que eu pudesse ter a oportunidade de executá-lo.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos amigos Renan, Magda, João e Natália pelo grande apoio no campo e/ou pelos cafés, pizzas, acerolas, maratonas de séries e jantares (que nunca se concretizaram!) e pelas conversas agradáveis que ajudaram a tornar este momento muito mais leve.

Aos orientadores Flavio e Maurício pela amizade, competência na condução da pesquisa e pela boa vontade em sempre compartilhar e construir conhecimento.

Aos colegas Matheus, Kátia e Yan pela grande ajuda em campo.

Ao Ecofrag/Ecoveg pelas discussões e pela oportunidade de amadurecimento intelectual.

Aos profissionais que nos ajudaram com a identificação das plantas, comentários e críticas durante todo o processo de construção do projeto.

À professora Érica Hasui pela disponibilidade em tirar nossas dúvidas e nos auxiliar na parte técnica do trabalho.

Ao professor Marcelo Polo pela confiança e oportunidade de trabalhar no herbário durante o período inicial do curso.

Às colegas Caroline Cambraia e Tamires Gonçalves pela ajuda inicial e por disponibilizar todas as informações necessárias sempre com boa vontade.

Às pessoas com quem eu conversava informalmente pelos corredores da universidade (André, Dona Denise, Lu, Marilda, Anézio, Julieta, Daniela) e que não me deixaram esquecer que existe (muita) vida além da academia.

A secretária Denise do PPGCA pela eficiência na condução de todos os processos formais.

Aos meus amigos Nat, Sheila, Taya, Andressa, Carol, Ed, Gabi e Mari Raniero, pelas risadas, abraços, desabafos, chororôs, problematizações e boas conversas regadas a café ou cerveja barata!

Aos meus pais pelo carinho e pelo apoio incondicionais, pelos quais vou ser eternamente grata.

À Mayra, por fazer parte de cada linha deste trabalho através da construção, dedicação e aprendizado diários. Seu apoio é fundamental pra que eu consiga continuar buscando aquilo que me faz bem.

A todas as outras pessoas que de alguma forma passaram pelo meu caminho e contribuíram para o meu aprendizado enquanto pessoa e profissional.

À Universidade Federal de Alfenas, pelo ensino público, gratuito e de qualidade e à CAPES pelo financiamento da pesquisa.

Me sinto grata a cada um de vocês!

*“Avançamos de canoas e galés a navios a vapor e  
naves espaciais – mas ninguém sabe para onde  
estamos indo”*

(HARARI, 2015)

## RESUMO

As epífitas vasculares constituem um importante e diverso grupo de plantas em florestas tropicais, representando cerca de 10% de toda a flora mundial. Devido ao seu hábitat aéreo são particularmente sensíveis aos efeitos de modificações ambientais provocadas por atividades antrópicas. Atualmente, a fragmentação florestal tem sido descrita como um dos processos que mais ameaçam a biodiversidade e é resultado da conversão de florestas em outros usos da terra, resultando, sobretudo, em áreas de cultivo e pastagens. Essas últimas representam cerca de 80% do total de terras convertidas para o uso agrícola. No entanto, a despeito da importância do grupo e da extensão de áreas de atividade pecuária, muito pouco é conhecido sobre a ocorrência de epífitas em árvores remanescentes no pasto. Entender os efeitos de características desses hábitats secundários e da paisagem agrícola sobre o grupo é fundamental para o delineamento de estratégias de conservação e restauração em ambientes tropicais. Dessa forma, nosso estudo investigou o efeito de 20 variáveis ambientais em escala local e de paisagem (nas escalas 400, 700 e 1.000 m) sobre a riqueza, abundância e biomassa de epífitas e n° de forófitos em árvores isoladas de pastagens. Nós amostramos todas as holoepífitas presentes em árvores com DAP  $\geq$  5cm dentro de parcelas de 1,96 ha distribuídas em 15 áreas. Para testar o efeito das métricas locais e da paisagem sobre os atributos das comunidades foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM's). Trabalhamos com as respostas da comunidade epifítica total (todas as espécies) e de grupos funcionais de dominância, polinização e dispersão. Nós registramos 16 espécies epifíticas distribuídas entre 9.936 indivíduos epifíticos. Apenas parâmetros da paisagem (%Pasto, %Café e riqueza de usos da terra) afetaram respostas distintas das comunidades (abundância, biomassa, riqueza e %forófitos) e em diferentes escalas (400m e 1000m). Nossos resultados apontam para a importância das pastagens como refúgio de comunidades de epífitas em paisagens fragmentadas e para a influência da heterogeneidade da paisagem agrícola sobre a permanência do grupo nesses ambientes.

**Palavras-chave:** Árvores isoladas. Epífitas vasculares. Heterogeneidade da paisagem. Multi-escalas. Pastagens.

## ABSTRACT

Vascular epiphytes are an important and diverse plant assemblage in tropical rainforests and it accountings for about 10% of all world flora. Due to their aerial condition they are particularly sensitive to the effects of environmental modifications caused by anthropogenic activities. Currently, forest fragmentation has been described as one of the processes that most threaten biodiversity and it is the result of the conversion of forests to other land uses, resulting mainly in fields of cultivation and pasture. The latter represent about 80% of the total land converted for agricultural use. However, despite the importance of this plant group and the extension of areas of livestock activity very little is known about the occurrence of epiphytes in isolated trees in pastures. The understanding about effects of these secondary habitats and the agricultural landscape on the group is fundamental for the development of conservation and restoration strategies in tropical environments. Thus our study investigated the effect of 20 environmental variables at local and landscape (400,700, and 1,000m) scales on the richness, abundance, and biomass of vascular epiphytes and number of phorophytes in isolated pasture trees. We sampled all holoeiphytes in trees with  $DBH \geq 5cm$  within plots of 1.96 ha each along 15 areas. In order to test the effect of local and landscape metrics on community attributes we used generalized linear models (GLM's). We model the responses of the total epiphytic community (all species) and functional groups of dominance, pollination, and dispersion. We recorded 16 epiphytic species and 9,936 individuals of vascular epiphytes. There was no influence of local scale (pasture) metrics on any response. On the other hand, the landscape composition (% pasture, %coffee and land use richness) affected different responses of the communities (abundance, biomass, richness and %phorophytes) at different scales (400m and 1000m). Our results point to the importance of pasture as a refuge for epiphytic communities in fragmented landscapes and for the influence of the heterogeneity of the agricultural landscape on the maintenance of the group in these environments.

**Keywords:** Isolated trees. Landscape heterogeneity. Multi-scales. Pastures. Vascular epiphytes

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>11</b>
1.1	Características e importância ecológica das epífitas .....	12
1.2	Efeito da fragmentação sobre as epífitas .....	13
1.3	Influenciada escala espacial sobre a diversidade de epífitas .....	15
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>18</b>
<b>2</b>	<b>ARTIGO: PARÂMETROS DA PAISAGEM POSSUEM MAIOR INFLUÊNCIA SOBRE A DIVERSIDADE DE EPÍFITAS EM PASTAGENS DO QUE PARÂMETROS LOCAIS .....</b>	<b>23</b>
2.1	Introdução .....	24
2.2	Materiais e Métodos .....	26
2.2.1	Área de estudo .....	26
2.2.2	Desenho amostral e coleta de dados .....	26
2.2.3	Cálculo das métricas locais e da paisagem .....	27
2.2.4	Análise estatística .....	28
2.3	Resultados .....	30
2.4	Discussão .....	30
2.5	Conclusão .....	35
	<b>Referências .....</b>	<b>36</b>
	<b>Figuras e Tabelas .....</b>	<b>43</b>
	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>45</b>

## 1 REVISÃO DA LITERATURA

As epífitas podem ser definidas como um grupo de plantas que utilizam outras plantas – denominadas forófito - como suporte mecânico, desenvolvendo todo seu ciclo de vida ou parte dele sem nenhuma dependência física do solo (BENZING, 1990). Do ponto de vista ecológico, trata-se de uma interação do tipo comensalismo, na qual a espécie epifítica beneficia-se apenas do suporte oferecido pela planta hospedeira, sem emissão de estruturas haustoriais (SÁYAGO et al., 2013). São, portanto, independentes da árvore-suporte na obtenção e aproveitamento de nutrientes e água, obtendo-os diretamente do ambiente.

A categorização das espécies com hábitos epifíticos pode ser baseada em diversos fatores, como dependência do forófito, formas de vida e distribuição espacial na copa das árvores. No entanto, a classificação mais usual é aquela relacionada à fidelidade do substrato, contemplando desde espécies exclusivamente terrícolas até epífitas aéreas obrigatórias (KERSTEN, 2010). Segundo o sistema clássico proposto por Benzing (1990), as espécies podem ser agrupadas em dois grandes grupos principais: hemiepífitas – aquelas que apresentam contato com o solo em algum período do seu desenvolvimento, e holoepífitas – aquelas que completam todo o seu ciclo de vida sem nenhum contato com o meio terrestre.

O grupo apresenta grande importância em termos de biodiversidade, contemplando cerca de 29.000 espécies distribuídas ao longo de 876 gêneros e 84 famílias botânicas, representando cerca de 10% de toda a flora vascular (GENTRY; DODSON, 1987). São taxonomicamente muito diversas e estão incluídas em todos os grandes grupos de traqueófitas (Lycophyta, Monilophyta, Gimnosperma e Angiosperma). Dessa forma, o epifitismo parece ser uma forma de vida bem distribuída e adaptada, tendo evoluído de forma independente em muitas espécies não relacionadas filogeneticamente (GENTRY; DODSON, 1987). No entanto, apesar de existir muitas espécies, poucos *taxa* concentram a maior parte delas. Nas regiões tropicais, por exemplo, as famílias que mais se destacam em termos de espécies são Orchidaceae, Bromeliaceae, Araceae, Cactaceae, Piperaceae e Polypodiaceae, embora Orchidaceae seja de longe a família mais diversa, com cerca de 10 vezes mais espécies que Bromeliaceae e Araceae (KERSTEN, 2010). Estima-se que as 10 famílias mais ricas concentrem 91% de todas as espécies de epífitas (KERSTEN, 2010).

A flora epifítica apresenta ampla distribuição geográfica, sendo sua presença determinada, sobretudo, por gradientes de pluviosidade, altitude e latitude. Seus centros de diversidade estão concentrados em florestas ou regiões úmidas do globo, apresentando expressiva ocorrência nas florestas neotropicais e decrescendo em diversidade com o aumento

da latitude em direção às florestas temperadas (BENZING, 1990). Estima-se que a Floresta Atlântica abrigue algo em torno de 3.000 a 4.000 espécies de epífitas vasculares, o que representa cerca de 15-25% das 20.000 espécies de plantas descritas para este bioma (KERSTEN, 2010; MYERS et al., 2000).

### 1.1 Características e importância ecológica das epífitas

Além da grande importância em termos de riqueza de espécies, as epífitas também apresentam papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas, contribuindo de diversas maneiras com o equilíbrio das interações e processos ecológicos. São responsáveis por grande parte da diversidade que torna as florestas tropicais o mais complexo ecossistema terrestre (KERSTEN; SILVA, 2001) e a grande abundância destas plantas sobre o tronco de árvores é uma das características mais marcantes desse tipo de ambiente.

Essas plantas podem apresentar um importante papel na dinâmica florestal e nos ciclos biogeoquímicos, podendo formar serapilheira com maior teor de nutrientes do que as espécies arbóreas (NADKARNI, 1992) e contribuir para a liberação de sódio, potássio e magnésio para o solo (OLIVEIRA, 2004). Além disso, epífitas são responsáveis pela retenção de boa parte da fração de nitrogênio inorgânico no ambiente florestal (CLARK *et al.*, 1998). Além de sua importância na ciclagem de matéria e energia, as epífitas atuam também como fontes locais de umidade através da liberação de água por evapotranspiração. Vários grupos apresentam adaptações específicas para aumentar a eficiência de absorção e acumulação de água em suas estruturas, como pseudobulbos (Orchidaceae), suculência de raízes, caules e folhas (Gesneriaceae, Piperaceae, Cactaceae, Orchidaceae), presença de velame nas raízes (Orchidaceae, Araceae), escamas foliares e cisternas acumuladores de água formadas pelo imbricamento das bainhas foliares (Bromeliaceae) (BENZING, 1990; GERALDINO, 2010). As principais fontes de água e nutrientes destas plantas provêm da precipitação atmosférica (chuva direta ou lixiviada da copa, orvalho e neblina), acúmulo de matéria orgânica e associações micorrízicas (KERSTEN; SILVA, 2006).

Epífitas também contribuem com a promoção da heterogeneidade ambiental e disponibilidade de nichos, redistribuindo os recursos ao longo dos troncos das árvores. O acúmulo de água e matéria morta próximo a elas criam microambientes especializados, servindo como fontes de alimentos e abrigo para diversos grupos de microrganismos, invertebrados e anuros (CRUZ-ANGÓN; GREENBERG, 2005; HENWOOD et al., 2014; TEIXEIRA et al., 2002). Além disso, diversas espécies de epífitas são polinizadas e fornecem

recursos alimentares (pólen, néctar, sementes, frutos) para aves, insetos e mamíferos (HENWOOD et al., 2014; VARASSIN; SAZIMA, 2000; VIEIRA; IZAR, 1999).

Além de sua importância para a fauna, também foram descritas interações em que outros grupos de plantas se beneficiam da heterogeneidade promovida pelas epífitas. Algumas espécies de Orchidaceae e Araceae, por exemplo, podem expandir raízes nas rosetas de bromélias em busca de suprimento contínuo de água, apresentando dependência completa do meio úmido dentro dos tanques das plantas desta família (REITZ, 1983). De acordo com Kersten (2010), a importância das epífitas para o ecossistema excede o que seria esperado apenas pela biomassa ou pelo número de indivíduos do grupo.

## 1.2 Efeitos da fragmentação sobre as epífitas

Devido ao seu hábito ecológico e a falta de conexão com o solo, as epífitas são particularmente sensíveis a mudanças ambientais provocadas por atividades antrópicas, podendo sofrer severas limitações em seu crescimento, sobrevivência e persistência de populações em habitats secundários (KÖSTER et al., 2009). São, portanto, descritas como espécies indicadoras do estado de conservação florestal (ZOTZ; BADER, 2011).

A fragmentação é um dos principais processos que pode afetar a diversidade de epífitas, por causar perda de habitat e mudanças profundas na estrutura e composição da comunidade arbórea e nas condições microclimáticas locais (WERNER et al., 2005). É resultado da mudança no uso da terra por atividades humanas, principalmente devido à conversão de florestas em terras agriculturáveis, formando mosaicos de fragmentos florestais circundados por pastagens e culturas agrícolas (AERTS; HONNAY, 2011). Do total mundial de terras convertidas para o uso agrícola, aproximadamente 80% é ocupado pela atividade pecuária, que utiliza cerca de 3,4 bilhões de hectares para pastagem, equivalente a 26% de toda a superfície terrestre sem gelo (FAO, 2009). Estima-se que a perda média de florestas no mundo ao longo dos últimos 30 anos seja de 10-13 milhões de hectares/ano, estando boa parte da extensão de floresta suprimida localizada nas regiões neotropicais (FAO, 2009).

Sob o aspecto estrutural da paisagem, a fragmentação provoca rupturas na continuidade do dossel florestal, confinando as espécies em “ilhas” de vegetação (manchas de habitat) imersas em uma paisagem com diferentes usos não florestais, denominados de matrizes antropogênicas (PRIMACK, 2008). A qualidade da matriz tem importante implicação para a riqueza, composição e processos de dispersão e colonização de espécies em geral (KENNEDY; MARRA, 2010). Isso porque, de acordo com o tipo e a configuração da

matriz, os movimentos biológicos entre manchas de hábitat podem ser facilitados ou restringidos. Tipos de uso do solo mais complexos e fisionomicamente mais semelhantes ao ambiente florestal tendem a oferecer maior disponibilidade de recursos e condições microclimáticas mais amenas (KUPFER et al., 2006; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010). Dessa forma, apresentam-se mais permeável à sobrevivência e à movimentação de indivíduos entre os fragmentos. Em contrapartida, tipos de uso do solo estruturalmente mais simples, como pastagens, podem funcionar como um filtro, causando declínios populacionais em algumas espécies mais sensíveis e diminuição na riqueza geral de epífitas. Diversos estudos têm demonstrado que os diferentes tipos de uso do solo para produção agropecuária possuem potenciais diferentes para a conservação da biodiversidade (FAHRIG et al., 2011; KOUMARIS; FAHRIG, 2016; NGO et al., 2013; POLTZ; ZOTZ, 2011).

As árvores isoladas nas pastagens constituem um importante elemento estrutural nesses ambientes. Sua presença na paisagem pode trazer diferentes benefícios econômicos ao pecuarista, como redução dos efeitos negativos do clima sobre os animais (e.g. fornecimento de sombra e quebra-vento), complementação nutricional, aumento da produtividade e redução de custos, fornecimento de produtos alternativos para a comercialização - como madeira, frutos e óleos, além de melhorar o aspecto paisagístico e agregar valor à propriedade (CASTRO et al., 2008; FIORAVANTE, 2012; PAGIOLA et al., 2007). Também trazem benefícios sob o ponto de vista ambiental, já que a presença de vegetação arbórea nos pastos pode funcionar como uma zona tampão, amenizando eventuais impactos microclimáticos provenientes do efeito de borda. Árvores isoladas podem contribuir, também, para aumentar a permeabilidade da paisagem e facilitar o deslocamento de animais e a dispersão de plantas entre os fragmentos florestais, funcionando como trampolins ecológicos (UEZU et al., 2008).

Além dos benefícios ambientais para as comunidades de plantas e animais em geral, as árvores isoladas exercem uma importância fundamental para as epífitas, funcionando como “refúgios” de substratos em uma paisagem restritiva (KERSTEN, 2010). Vários estudos têm apontado para a importância desses elementos na manutenção de epífitas em pastagens (KÖSTER et al., 2009; POLTZ; ZOTZ, 2011; WERNER et al., 2005). As árvores isoladas no pasto podem abrigar ricas comunidades epifíticas (58 espécies: HIETZ-SEIFERT et al., 1996; 83 espécies: FLORES-PALACIOS; GARCÍA-FRANCO, 2004; 67 espécies: WERNER et al., 2005; 52 espécies: FLORES-PALACIOS; GARCÍA-FRANCO, 2008) e até mesmo riqueza semelhante a florestas maduras, tanto em escala de árvore como de ambiente (KÖSTER et al., 2009).

No entanto, é importante ressaltar que mesmo nos pastos onde a riqueza se mantém elevada, a composição da flora epifítica difere daquela encontrada em fisionomias florestais (BARTHLOTT et al., 2001; WERNER et al., 2005). Populações de espécies típicas de florestas maduras e condições de interior, tolerantes ao sombreamento e mais sensíveis a mudanças ambientais, podem entrar em declínio populacional devido à alteração nas condições microclimáticas nos pastos, como aumento da temperatura e radiação solar, maior incidência de ventos e baixa umidade relativa (AGUIRRE et al., 2010). Em contrapartida, espécies generalistas (como algumas orquídeas e bromélias), capazes de ocupar tanto o fragmento florestal quanto fisionomias pouco complexas, podem ser favorecidas pelas condições de aridez característica de habitats secundários, tornando-se dominantes (HIETZ et al., 2006).

### 1.3 Influência da escala espacial sobre a diversidade de epífitas

Um dos principais objetivos da ecologia de paisagens é decifrar e descrever como a heterogeneidade espacial de um sistema afeta a sua complexidade ecológica (COLLINGE, 2009). Essa área do conhecimento tem recebido crescente atenção na literatura e tem auxiliado na busca de padrões que descrevem o efeito da perda e fragmentação de habitats sobre os organismos no espaço (UUEMAA et al., 2013; HÄGER et al., 2014; JACKSON; FAHRIG, 2016). No entanto, é importante estar atento ao fato de que a fragmentação não afeta todos os organismos da mesma forma, já que cada um percebe o ambiente ao seu redor de maneira diferenciada, principalmente devido às diferenças de história de vida entre espécies. Além disso, os efeitos da fragmentação podem ser particularmente influenciados pela escala espacial na qual são investigados.

A escala espacial pode ser definida como a extensão geográfica na qual as características ambientais usadas como variáveis preditoras em um estudo são medidas. Já a escala de efeito refere-se à escala espacial onde a resposta das comunidades a uma variável preditora é mais forte (JACKSON; FAHRIG, 2015). Ou seja, aquela onde as espécies percebem e interagem efetivamente com o ambiente. Esta última pode ser influenciada tanto por aspectos ecológicos da comunidade - como capacidade de dispersão e padrões de movimentação - como por atributos da própria paisagem, como heterogeneidade ambiental e conectividade (GALANES; THOMLINSON, 2009; GARMENDIA et al., 2013; MIGUET et al., 2016). No entanto, nós não sabemos qual é a escala de efeito para a maioria das espécies

que estudamos, e a implicação disso para a pesquisa é que informações importantes sobre efeitos da paisagem sobre as comunidades podem estar sendo perdidas.

Estudos que adotam uma abordagem multi-escalar estão se tornando cada vez mais comuns na literatura recente sobre ecologia de paisagem (AVON et al., 2015; LYRA-JORGE et al., 2010). Neles, os pesquisadores testam simultaneamente como fatores operando em diferentes escalas influenciam a resposta das espécies, com o objetivo de identificar a escala de efeito. Assim, as investigações focam em determinar se as espécies e/ou comunidades respondem a variáveis de dentro da mancha (e.g., estrutura da vegetação), da configuração da mancha (e.g. tamanho ou formato do fragmento) ou da paisagem ao redor da mancha (e.g., quantidade de hábitat na paisagem) ou a uma combinação deles (THORNTON et al., 2011). Devido ao fato de que a maior parte dos estudos multi-escalares são desenvolvidos em ambientes modificados por atividades humanas, os resultados podem ser usados como um guia para decisões de manejo e conservação em paisagens fragmentadas. Em particular, se os esforços de manejo devem considerar a paisagem que circunda as manchas, ou se não, se devem focar apenas no manejo de atributos da própria mancha, sem considerar o entorno, é uma importante questão a ser levada em consideração.

Em paisagens fragmentadas, a abordagem multi-escalar tem sido testada sobre diferentes organismos, como anuros, répteis, aves, insetos, mamíferos e plantas arbóreas (AVON et al., 2015; CONCEPCIÓN et al., 2012; KOUMARIS; FAHRIG, 2016; LYRA-JORGE et al., 2010; SCHINDLER et al., 2013). No entanto, pode ser mais difícil identificar a resposta de plantas do que de animais, uma vez que elas são geralmente dependentes de outros organismos para dispersão/polinização e podem apresentar ciclos de vida muito longos, mascarando alguns efeitos temporais. Especificamente em relação às epífitas vasculares, pouquíssimos estudos têm adotado essa metodologia (MAGRACH et al., 2012; SÁNCHEZ et al., 2016), e aqueles que o fazem geralmente trabalham com comunidades estabelecidas dentro de manchas florestais. A maior parte dos trabalhos com árvores isoladas no pasto são descritivos ou focam em investigar apenas a influência de atributos da escala local sobre a riqueza, abundância e composição de epífitas.

Alguns padrões ecológicos têm sido bem descritos nesse contexto (efeitos locais), sobretudo quanto à influência dos atributos da comunidade arbórea sobre o grupo. Dentre as características das árvores frequentemente estudadas, o tamanho da árvore, a arquitetura da copa e aspectos da casca, como pH, presença de toxinas, porosidade e rugosidade (AGUIRRE et al., 2010; CALLAWAY et al., 2002; LOPEZ; DIRZO, 2007) tem sido descritos como fatores de influência sobre a colonização. Além disso, outro padrão que tem sido bem

estudado em escala local é a estratificação vertical. A distribuição de epífitas pode ser influenciada por fatores microclimáticos, sobretudo por gradientes de luminosidade e umidade entre o solo e a copa da árvore hospedeira (MEDEIROS; JARDIM, 2011). Portanto, sua ocorrência tem sido frequentemente analisada com base na divisão dos forófitos em zonas, estratos ou intervalos de altura (JOHANSON, 1974). Os resultados têm demonstrado que o grupo tende a apresentar maior diversidade sobre as copas das árvores, provavelmente porque há maior disponibilidade de substrato e diferentes condições de luminosidade e umidade em relação ao tronco (KERSTEN; SILVA, 2002). Além disso, pode haver ocorrência exclusiva de espécies ao longo das diferentes zonas do forófito (MOORHEAD et al., 2010).

Apesar da crescente atenção que a influência da paisagem ao redor das manchas de hábitat vêm recebendo em estudos com epífitas, ainda há poucos padrões consistentes emergindo dessas investigações. Os estudos que investigaram o efeito da paisagem sobre a riqueza e composição do grupo revelaram influência da distância espacial (de corpos d'água, da borda florestal, do fragmento mais próximo e entre árvores) e de diferentes tipos de matrizes sobre a riqueza de epífitas (PÖLTZ; ZOTZ, 2011; SÁNCHEZ et al., 2016; WERNER; GRADSTEIN, 2008; WERNER; GRADSTEIN, 2009). No entanto, mais investigações são necessárias para entender exatamente quais elementos da paisagem agrícola facilitam ou restringem a movimentação e manutenção de espécies de epífitas. A resposta a essa pergunta é importante num quadro de crescente modificação de hábitats. Uma vez que grandes modificações na paisagem são esperadas, é desejável conhecer de que forma a configuração ou quantidade de hábitat resultante desse processo irá impactar a biota local (COLLINGE, 2009). Dessa forma, nesta dissertação temos como objetivo investigar se a riqueza, abundância e biomassa de comunidades epífitas estabelecidas em pastagens inseridas em mosaicos agrícolas são influenciadas por parâmetros locais e de paisagem.

## REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; HONNAY, O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. **BMC Ecology**, v. 29, n. 11, p. 1-10, 2011.
- AGUIRRE, A. et al. Fate of epiphytes on phoropytes with different architectural characteristics along the perturbation gradient of *Sabal mexicana* forests in Veracruz, Mexico. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 1, p. 6-15, 2010.
- AVON, C.; BERGÈS, L.; DUPOUEY, J.L. Landscape effects on plants in forests: large-scale context determines local plant response. **Landscape and Urban Planning**, v. 144, p. 65-73, 2015.
- BENZING, D.H. **Vascular epiphytes**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- BARTHLOTT, W. et al. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. **Plant Ecology**, v. 152, p. 145–156, 2001.
- CALLAWAY, R.M. et al. Epiphytes host preferences and host traits: mechanism for species-specific interactions. **Oecologia**, v. 132, p. 221-230, 2002.
- CASTRO, A.C. Sistema silvipastoril na Amazônia: ferramenta para elevar o desempenho produtivo de búfalos. **Ciência Rural**, v. 38, n. 8, p. 2395-2402, 2008.
- CLARK, K.L. et al. Atmospheric deposition and net retention of ions by the canopy in a tropical montane forest, Monteverde, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 27-45, 1998.
- COLLINGE, S.K. **Ecology of fragmented landscapes**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009.
- CONCEPCIÓN, E.D. et al. Plant diversity partitioning in Mediterranean croplands: effects of farming intensity, field edge, and landscape context. **Ecological Applications**, v. 22, n. 3, p. 972-981, 2012.
- CRUZ-ANGÓN, A.; GREENBERG, R. Are epiphytes important for birds in coffee plantations? An experimental assessment. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, p. 150–159, 2005.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 101-112, 2011.
- FIORAVANTI, C. A carne da floresta: colombianos criam gado entre árvores e inspiram brasileiros. **Pesquisa FAPESP**, v. 192, p. 72-75, 2012.
- FLORES-PALACIOS, A.; GARCÍA-FRANCO, J.G. Effect of isolation on the structure and nutrient content of oak epiphyte communities. **Plant Ecology**, v. 173, p. 259-269, 2004.

FLORES-PALACIOS, A.; GARCÍA-FRANCO, J.G. Habitat isolation changes the beta diversity of the vascular epiphyte community in lower montane forest, Veracruz, Mexico. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 191-207, 2008.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The state of food and agriculture: livestock in the balance**. Rome, 2009.

GALANES, I.T.; THOMLINSON, J.R. Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico. **Plant Ecology**, v. 201, p. 101-113, 2009.

GARMENDIA, A. et al. Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, p. 331-344, 2013.

GENTRY, A.H.; DODSON, .H. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 74, p. 205-223, 1987.

GERALDINO, H.C.L.; CAXAMBÚ, M.G.; SOUZA, D.C. Composição florística e estrutura da comunidade de epífitas vasculares em uma área de ecótono em Campo Mourão, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, p. 469-482, 2010.

HÄGER, A. et al. Effects of management and landscape composition on the diversity and structure of trees species assemblages in coffee agroforests. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 199, p. 43-51, 2014.

HARARI, Y.N. **Sapiens: Uma breve história da humanidade**. Israel: L&PM, 2015.

HENWOOD, O.R.; KIRBY, C.L.; CUTTING, B.T. An exploratory faunal survey of New Zealand temperate rainforest epiphytes. **New Zealand Natural Sciences**, v. 39, p. 10-24, 2014.

HIETZ, P. ; BUCHBERGER, G; WINKLER, M. Effect of forest disturbance on abundance and distribution of epiphytic bromeliads and orchids. **Ecotropica**, v. 12, p. 103–112, 2006.

HIETZ-SEIFERT, U.; HIETZ, P. ; GUEVARA, S. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. **Biological Conservation**, v. 75, p. 103-111, 1996.

JACKSON, H.B.; FAHRIG, L. Are the ecologist conducting research at the optimal scale? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 52-63, 2015.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Habitat amount, not habitat configuration, best predicts population genetic structure in fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 5, p. 951-968, 2016.

JOHANSSON, D. R. Ecology of vascular epiphytes in West African rain forest. **Acta Phytogeographica Suecia**, v. 59, p. 1-129, 1974.

- KENNEDY, C.M.; MARRA, P. P. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: Inference from experimental translocations. **Biological Conservation**, v. 143, n. 9, p. 2136–2145, 2010.
- KERSTEN, R.A. Epífitas vasculares – Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. **Hoehnea**, p. 37, p. 9-38, 2010.
- KERSTEN, R.A.; SILVA, S.M. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea da Ilha do Mel, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 213-226, 2001.
- KERSTEN, R.A.; SILVA, S.M. Florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta ombrófilamista aluvial no rio Barigüi, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, p. 259-267, 2002.
- KERSTEN, R.A.; SILVA, S.M. The floristic compositions of vascular epiphytes of a seasonally inundated forest on the coastal plain of Ilha do Mel Island, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 54, p. 935-942, 2006.
- KÖSTER, N. et al. Conservation of epiphytes diversity in an andean landscape transformed by human land use. **Conservation biology**, v. 23, n. 4, p. 911-919, 2009.
- KOUMARIS, A.; FAHRIG, L. Different anuran species show different relationships to agricultural intensity. **Wetlands**, v. 36, p. 731-744, 2016.
- KUPFER, J. A., MALANSON, G. P. , FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 8–20, 2006.
- LÓPEZ, J.C.; DIRZO, R. Floristic diversity of *Sabal palmetto* woodland: an endemic and endangered vegetation type from Mexico. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 807–825, 2007.
- LYRA-JORGE, M.C. et al. Influence of multi-scales landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 3, p. 359-368, 2010.
- MAGRACH, A.; LARRINAGA, A.R.; SANTAMARIA, L. Internal habitat quality determines the effect of fragmentation on Austral forest climbing and epiphytic angiosperms. **Plos One**, v. 7, n. 10, 2012.
- MEDEIROS, T.D.S.; JARDIM, M.A.G. Distribuição vertical de orquídeas epífitas na Área de Proteção Ambiental (APA) Ilha do Combu, Belém, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, n. 1, p. 33-38, 2011.
- MIGUET, P. et al. What determines the spatial extent of landscape effects on species? **Landscape Ecology**, v. 31, n. 6, p. 1177-1194, 2016.
- MOORHEAD, L.C.; PHILPOTT, S.M.; BICHER, P. Epiphyte biodiversity in the coffee agricultural matrix: canopy stratification and distance from forest fragments. **Conservation biology**, v. 24, n. 3, p. 737-746, 2010.

MYERS, N. et al. Biodiversity Hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NADKARNI, N. M. Biomass and nutrient dynamics of epiphytic litterfall in a Neotropical Montane forest, Costa Rica. **Biotropica**, v. 24, p. 24-30, 1992.

OLIVEIRA, R.R. Importância das bromélias epífitas na ciclagem de nutrientes da Floresta Atlântica. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, p. 793-799, 2004.

NGO, H.T. et al. Evaluating bee (Hymenoptera: Apoidea) diversity using Malaise traps in coffee landscapes of Costa Rica. **The Canadian Entomologist**, v. 145, p. 435-453, 2013.

PAGIOLA, S. et al. Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. **Ecological Economics**, v. 64, p. 374–385, 2007.

POLTZ, K.; ZOTZ, G. Vascular epiphytes on isolated pastures trees along a rainfall gradient in the lowlands of Panama. **Biotropica**, v. 43, n. 2, p. 165-172, 2011.

PREVEDELLO, J. A., VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 2010.

PRIMACK, R. B. **A primer of conservation biology**. 4. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2008.

REITZ, R. 1983. **Bromeliáceas e a malária-bromélia endêmica**: Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Ed. Estado de Santa Catarina, 1983.

SANCHÉZ, E.P. ; ARMENTERAS, D.; RETANA, J. Edge influence on diversity of orchids in Andean cloud forests. **Forests**, v. 7, n. 3, 63, 2016.

SÁYAGO, R. et al. Evaluating factors that predict the structure of a commensalistic epiphyte-photosynthetic network. **Proceedings of The Royal Society**, v. 280, n. 1756, 2013.

SCHINDLER, S. et al. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 41-48, 2013.

TEIXEIRA, R.L.; SCHINEIDER, J.A.P. ; ALMEIDA, G.I. The occurrence of amphibians in bromeliads from a southeastern Brazilian resting habitat, with special reference to *Aparasphenodon brunoi* (Anura, Hylidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 263-268, 2002.

THORNTON, D.H.; BRANCH, L.C.; SUNQUIST, M.E. The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 7-18, 2011.

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping Stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 1907-1922, 2008.

UUEMAA, E.; MANDER, U.; MARJA, R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 100-106, 2013.

VARASSIN, I.G.; SAZIMA, M. Recursos de Bromeliaceae utilizados por beija-flores e borboletas na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Professor Mello Leitão**, v. 12, p. 57-70, 2000.

VIEIRA, E.M.; IZAR, P. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. **Plant Ecology**, v. 145, p. 75-82, 1999.

WERNER, F.A.; GRADSTEIN, S.R. Seedling establishment of vascular epiphytes on isolated and enclosed forest trees in an Andean landscape, Ecuador. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 3195-3207, 2008.

WERNER, F.A.; GRADSTEIN, S.R. Diversity of dry forest epiphytes along a gradient of human disturbance in the tropical Andes. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 59-68, 2009.

WERNER, F.A.; HOMEIER, J.; GRADSTEIN, R. Diversity of vascular epiphytes on isolated trees in the montane forest belt of southern Ecuador. **Ecotropica**, v. 11, p. 21-49, 2005.

ZOTZ, G.; BADER, M.Y. Sampling vascular epiphyte diversity - species richness and community structure. **Ecotropica**, v. 17, p. 103-112, 2011.

## **2 ARTIGO: PARÂMETROS DA PAISAGEM POSSUEM MAIOR INFLUÊNCIA SOBRE A DIVERSIDADE DE EPÍFITAS EM PASTAGENS DO QUE PARÂMETROS LOCAIS**

Nathalia Monalisa Francisco<sup>1</sup>, Maurício Bonesso Sampaio<sup>1</sup>, Flavio Nunes Ramos<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Laboratório e Ecologia de Fragmentos Florestais (ECOFRAG), Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG), Rua Gabriel Monteiro da Silva, n. 700, MG, CEP 37130-000, Brasil. Tel +55353299-1447. \* Author for correspondence: [fnramos@gmail.com](mailto:fnramos@gmail.com)

**Resumo:** Epífitas vasculares constituem um importante grupo de plantas em regiões tropicais, embora o impacto de atividades antrópicas sobre a estrutura dessas comunidades seja pouco conhecido. Nós avaliamos o efeito de 20 métricas locais e da paisagem (escalas 400, 700 e 1.000m) sobre a riqueza, abundância e biomassa de epífitas e n° de árvores hospedeiras em pastagens. Nós amostramos todas as holoepífitas presentes em árvores com DAP  $\geq 5$  cm dentro de parcelas de 1,96 ha distribuídas em 15 paisagens. Para testar o efeito das métricas sobre os atributos das comunidades foram utilizados modelos lineares generalizados (GLMs). Nós registramos 16 espécies e 9.936 indivíduos epifíticos. Apenas os parâmetros da paisagem (%Pasto, %Café e riqueza de usos da terra) afetaram respostas distintas das comunidades (abundância, biomassa, riqueza e %forófitos) e em diferentes escalas (400 e 1000m). Nossos resultados apontam para a importância das pastagens como refúgio de comunidades de epífitas em paisagens fragmentadas e para a influência da heterogeneidade da paisagem agrícola sobre a permanência do grupo nesses ambientes. Práticas de manejo em áreas antropizadas devem levar em consideração não só atributos da mancha de hábitat, mas também da paisagem ao redor.

**Palavras-chave:** árvores isoladas, epífitas vasculares, heterogeneidade da paisagem, multi-escalas, pastagens.

## 2.1 Introdução

Embora as mudanças climáticas sejam frequentemente descritas como a principal causa futura de perdas de espécies (DAWSON et al., 2011), a mudança no uso da terra é atualmente a mais importante ameaça à biodiversidade, sobretudo nas regiões tropicais (HARVEY et al., 2008). Cerca de um quarto da superfície terrestre já é ocupada por áreas de cultivo, e mais terra tem sido convertida em plantações nos últimos 50 anos do que em todos os anos anteriores (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Nesse contexto destaca-se o papel da atividade pecuária, responsável por 80% do total mundial de terras convertidas para o uso agrícola (FAO 2009). Diante dessa tendência preocupante, o entendimento de como a estrutura e o funcionamento desses ambientes afetam a biodiversidade torna-se cada vez mais necessário.

O espaço agrícola resultante do processo de conversão de habitats naturais pode exercer diversos efeitos sobre as comunidades biológicas (BAUTISTA et al., 2014; CONCEPCIÓN et al., 2012; HÄGER et al., 2014; KÖSTER et al. 2009). A intensidade desses efeitos pode variar de acordo com as características da paisagem em questão (e.g. permeabilidade) e a história de vida dos organismos estudados (e.g., capacidade de dispersão). Processos e interações ecológicas relativas a comunidades de plantas tais como frugivoria, polinização, predação de sementes e padrões de riqueza podem ser particularmente afetados (HERRERA et al., 2011; MOORHEAD et al., 2010; SHELDON; NADKAMI, 2013).

Os efeitos da paisagem sobre os organismos também podem variar de acordo com a escala investigada. A escala espacial de um estudo representa a extensão geográfica na qual as variáveis ambientais são medidas e determina a intensidade e direção dos seus efeitos sobre as respostas biológicas (MIGUET et al., 2016). Identificar em qual escala as respostas das espécies é mais forte é fundamental, uma vez que irá determinar em qual dimensão as práticas de manejo serão planejadas e implementadas (THORNTON et al., 2011). Com esse intuito, um volume crescente de pesquisas tem adotado uma abordagem multi-escalar na investigação de padrões ecológicos (AVON et al., 2015; SCHINDLER et al., 2013). Efeitos de atributos da mancha e da paisagem agrícola têm sido investigados simultaneamente sobre diferentes grupos de organismos, como mamíferos, anuros, aves e plantas arbóreas (GARMENDIA et al., 2013; KOUMARIS; FAHRIG, 2016; LYRA-JORGE et al., 2010; THORNTON et al., 2011).

No entanto, apesar de constituir um importante e rico grupo de plantas, poucos estudos tem adotado a abordagem multi-escalar para epífitas vasculares. A maior parte dos estudos são

descritivos ou tratam exclusivamente da influência de condições locais, como características ecológicas dos forófito (KÖSTER et al., 2009), estratificação vertical da comunidade arbórea (WERNER et al., 2005), efeitos do substrato (RUIZ-CORDOVA et al., 2014) e microclima (CASCANTE-MARÍN et al., 2009). Os poucos estudos que investigaram o efeito da paisagem sobre as epífitas revelaram a influência de alguns fatores sobre a riqueza, como a relação positiva com a distância de corpos d'água (PÖLTZ; ZOTZ, 2011; WERNER; GRADSTEIN, 2009), o efeito negativo da distância das árvores até a borda florestal (WERNER; GRADSTEIN, 2008) e a diminuição da riqueza ao longo de gradientes de perturbação (FLORES-PALACIOS; GARCÍA-FRANCO, 2008; NÖSKE et al., 2008). No entanto, questões sobre como a heterogeneidade de usos da terra e disponibilidade de habitats na paisagem influenciam o grupo permanecem desconhecidas. Mesmo as pesquisas que investigam a influência de variáveis da paisagem sobre as epífitas raramente comparam o efeito de diferentes escalas, o que significa que podem estar falhando em verificar qual é a melhor a ser utilizada ou em explicar os padrões de resposta observados (JACKSON; FAHRIG, 2015).

Além disso, a maior parte dos estudos de comunidades epifíticas tem sido direcionada para avaliar a riqueza de espécies dentro dos fragmentos florestais, negligenciando as características e a influência dos habitats circundantes (ACEVES-TOLEDO et al., 2014; MAGRACH et al., 2012; SÁNCHEZ et al., 2016). Uma questão central em estudos de conservação é entender como as espécies respondem a outros elementos do mosaico agrícola - como os diferentes tipos de uso da terra - e se essas áreas podem funcionar como refúgios na persistência das populações e comunidades (WERNER, 2011). Habitats semi-naturais, como pastagens, têm demonstrado potencial na manutenção da riqueza de epífitas em paisagens alteradas por atividades humanas (LARREA; WERNER, 2010; POLTZ; ZOTZ, 2011). No entanto, é essencial um melhor entendimento de como e quais atributos deste tipo de ambiente e da paisagem que o cerca atuam sobre os padrões de diversidade de epífitas.

Dessa forma, o objetivo do nosso trabalho foi responder as seguintes questões: (1) a riqueza, abundância e biomassa de comunidades de epífitas estabelecidas em pastagens são influenciadas por parâmetros locais e de paisagem? (2) a influência dos parâmetros de paisagem varia conforme a escala estudada?

## 2.2 Materiais e Métodos

### 2.2.1 Área de estudo:

Nós realizamos o estudo em 15 paisagens localizadas em nove diferentes municípios na região sul de Minas Gerais (FIGURA 1). A vegetação natural da região é classificada como Floresta Atlântica Estacional Semidecidual Submontana, caracterizada pela mistura de espécies decíduas (entre 20-50%) e perenes (IBGE, 2012). O clima da região é classificado como Cwa e Cwb marcado por invernos secos e verões chuvosos (KÖPPEN, 1948). A temperatura média varia entre 17,5 °C no inverno e 21,1 °C no verão e a precipitação média é de cerca de 300 mm nos meses mais frios e 1.330 mm nos meses mais quentes, com média anual de 1.500 mm (ALVARES *et al.*, 2013). A altitude média entre as paisagens variou de 790-1003m. O tipo de solo predominante são os latossolos vermelhos associados ao relevo de suaves ondulações (SILVA *et al.*, 1999). A paisagem da região é altamente fragmentada e predominantemente agrícola, com cerca de apenas 9% da cobertura florestal original, sendo pastagens (51%), culturas de café (17%) e culturas anuais (7%), as principais matrizes dominantes (OLIVETTI *et. al.*, 2015).

Para a seleção das áreas de estudo, nós realizamos um levantamento preliminar utilizando um sistema de informações geográficas para selecionar 25 paisagens na região que continham fragmentos florestais (com cobertura florestal de 20-40% dentro de um buffer de 2km) margeados por pasto e distantes até 100 km de Alfenas-MG. Posteriormente, nós selecionamos em campo 15 paisagens finais com base na presença de árvores isoladas no pasto, facilidade de acesso ao local e permissão dos proprietários rurais para a realização da pesquisa.

### 2.2.2 Desenho amostral e coleta de dados:

Em cada uma das 15 paisagens nós instalamos uma parcela de 1,96 ha (área total amostrada de 29,4 ha) na pastagem ao lado do fragmento florestal, sistematicamente arranjada de forma a abrigar a maior densidade de árvores isoladas e de maneira que a árvore mais afastada dentro da parcela não excedesse 160 metros de distância da borda. Dentro de cada parcela nós georreferenciamos todas as árvores com DAP  $\geq$  5 cm e registramos todas as holopífitas angiospermas presentes em forófitos, a partir do nível do solo (observação direta ou com o auxílio de binóculos). Este tipo de censo é eventualmente questionado por gerar

resultados incompletos, sobretudo em fisionomias florestais. No entanto, uma vez que a flora epífita da região não é tão diversa e que as árvores podem ser inspecionadas de todos os ângulos sem sobreposição de copas, consideramos que o erro de amostragem do método utilizado foi desprezível.

Para cada espécie de epífita nós quantificamos a abundância e a biomassa (método indireto) por forófito. Para espécies clonais, nós quantificamos a abundância considerando como um único indivíduo cada agrupamento de rametos bem delimitado espacialmente (SANDFORD, 1968). Em caso de epífitas que ocupavam extensões contínuas do forófito, consideramos como um único indivíduo agrupamentos a cada 15 cm ao longo da árvore. Para quantificar a biomassa nós usamos um método indireto que gera medidas adimensionais, consistindo em atribuir visualmente notas de 1 a 10 que refletem uma estimativa conjunta de dominância e cobertura da espécie no forófito, adaptado de Kersten et al. (2009). Quanto maior a nota da espécie, maior a biomassa, sendo: (1) quando havia um indivíduo pequeno e isolado; (3) quando havia alguns indivíduos pequenos, ou um médio isolado; (5) quando havia vários indivíduos pequenos, ou alguns médios isolados; (7) quando havia muitos indivíduos médios, ou alguns grandes; e (10) quando havia muitos indivíduos grandes, ou alguns indivíduos muito grandes (FIGURA 2). Assim, uma maior nota pode ser atribuída tanto a uma espécie que apresente poucos indivíduos de grande porte quanto à outra que possua muitos indivíduos de porte menor. A abundância e a nota da biomassa total de cada espécie na paisagem foram calculadas como a soma dos valores dos forófitos onde ocorriam. Já a abundância e nota da biomassa total de cada paisagem foram calculadas como a soma das notas de todas as espécies.

As espécies de epífitas foram identificadas em campo ou fotografadas/coletadas/cultivadas para posterior identificação por especialistas. As exsicatas estão em processo de depósito no herbário da Universidade Federal de Alfenas (UALF).

### 2.2.3 Cálculo das métricas locais e da paisagem

Utilizando a base de imagens do Google Earth e o complemento OpenLayers do software QGis (versão 2.14.0) na escala 1:4000, nós mapeamos manualmente as diferentes classes de uso do solo de cada paisagem dentro de buffers circulares de 400, 700 e 1.000m de raio a partir do centro de cada parcela (FIGURA 1). As classes mapeadas foram: mata (manchas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana com área maior que 0.2ha), pastagem, água, café, eucalipto, outras culturas, solo exposto, estradas, edificações, stepping

stones (manchas isoladas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana com área de até 0.2ha) e fragmentos de cerrado *strictu sensu*.

Nós adotamos uma abordagem multiescalar (400, 700m e 1.000m) para o cálculo das métricas da paisagem, conforme proposto por Fahrig *et.al* (2003) e Jackson e Fahrig (2015). A escala mais restrita avaliada da paisagem foi a de 400m porque a cobertura em escalas menores era constituída basicamente por apenas duas categorias (“mata” e “pasto”) para a maioria das áreas estudadas. Assim, perderíamos informações sobre a influência de outros tipos de uso do solo e da heterogeneidade da paisagem sobre os padrões de diversidade de epífitas.

Além das métricas da paisagem, nós medimos variáveis ambientais dentro de cada parcela no pasto, que serão aqui consideradas como variáveis em escala local. Uma dessas variáveis foi a cobertura de briófitas, medida indireta de umidade local e que foi calculada em campo. Estimamos visualmente a cobertura em cada árvore amostrada usando as classes: 1 (0-25%), 2 (26-50%), 3 (51-75%) e 4 (76-100%). Ao todo analisamos 32 variáveis (local + paisagem) calculadas com os softwares QGis (versão 2.14.0) e ArcGis 9.0 (TABELA 1). Para o cálculo das métricas de topografia e NDVI usamos imagens de satélite Landsat 5.0 da estação seca de 2011 obtidas no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, além do modelo digital do terreno do Estado de Minas Gerais (WEBER *et al.*, 2004).

#### 2.2.4 Análise estatística

Para avaliar a representatividade do esforço amostral nós fizemos curvas de rarefação e estimação (CHAO *et al.*, 2014) calculadas com base no número de espécies e abundância de epífitas utilizando os pacotes “ggplot2” (WICKHAM, 2009) e “iNEXT” (HSIEH *et al.*, 2016) no software R (R CORE TEAM, 2016). O esforço amostral e o número de espécies observadas foram aleatorizados 50 vezes com intervalo de confiança de 95%. O esforço amostral em cada paisagem foi considerado suficiente, pois nós registramos em campo pelo menos 70% do valor da riqueza estimada. Portanto, usamos os dados observados de riqueza nas análises.

Nós utilizamos duas abordagens para avaliar a resposta das comunidades às variáveis preditoras: modelos gerais e modelos funcionais. Nos modelos gerais, usamos como variáveis dependentes os parâmetros da comunidade epifítica total: abundância/forófito, biomassa/forófito, riqueza total e porcentagem de forófitos. Padronizamos abundância e biomassa de epífitas pelo número de forófitos, pois quanto maior o número de forófitos

encontrados em uma paisagem maiores foram os valores de abundância ( $p < 0.01$ ,  $r^2 = 0.46$ ) e biomassa ( $p < 0.01$ ,  $r^2 = 0.49$ ). Já para os modelos funcionais, nós calculamos a abundância/forófito, biomassa/forófito e riqueza para três grupos de espécies classificadas de acordo com a dominância (dominantes e não dominantes), síndrome de polinização (ornitófilas e entomófilas) e síndrome de dispersão (zoocóricas e anemocóricas). Consideramos dominantes duas espécies (*Tillandsia recurvata* (L.) L. e *Tillandsia pohliana* Mez) que apresentaram abundância relativa muito maior que as outras e alta frequência de ocorrência, e como não dominantes todas as outras espécies. Outras síndromes não foram consideradas por não haver espécies representantes, com exceção de uma única espécie anemófila (*Peperomia* sp. ) que foi excluída das análises por apresentar baixa abundância. A classificação funcional das espécies foi feita com base em informações ecológicas disponíveis na literatura científica e aquelas para as quais não foram encontradas informações específicas foram classificadas de acordo com as características do gênero.

Para avaliar diferenças na composição de espécies de epífitas entre os pastos nós calculamos a similaridade entre paisagens utilizando os dados de abundância e biomassa (índice de Bray-Curtis) e presença/ausência (índice de Sorensen). Realizamos a análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS) (GAUCH JR., 1982) com duas dimensões para verificar a existência de padrões de agrupamento e o teste de Mantel para verificar se houve dependência espacial na estruturação florística das comunidades (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Para estas duas análises foi utilizado o pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2016).

Para analisar os efeitos das características locais e de paisagem (variáveis independentes) sobre a resposta das comunidades (variáveis dependentes) utilizamos modelos lineares generalizados (GLM's) simples. Para avaliar efeitos combinados entre variáveis explicativas, nós usamos modelos aditivos quando houve efeito significativo para mais de um uso da terra (café, pasto, água, cultura e mata) combinados par-a-par. Consideramos válidos apenas os modelos que tiveram resultado significativo e resíduo com distribuição normal, sendo os outliers excluídos com base no método proposto por Crawley (CRAWLEY, 2007). Para reduzir a multicolinearidade entre variáveis independentes, nós excluímos aquelas que foram fortemente correlacionadas entre si na matriz de correlação de Pearson ( $r > 0,7$ ) e no resultado da Análise de Componentes Principais (PCA). O conjunto final de variáveis independentes compreendeu 20 métricas. Todos os modelos gerados foram comparados pelo Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) e todos aqueles com  $\Delta AICc < 2.0$  foram igualmente considerados válidos e com um bom suporte (BURNHAM; ANDERSON, 2001).

Para as comparações entre modelos foi utilizado o pacote “bbmle” (BOLKER; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016).

### 2.3 Resultados

Nós encontramos um total de 16 espécies de epífitas distribuídas entre quatro famílias botânicas e 9.936 indivíduos. A abundância/forófito variou de 2,0 a 174,5 indivíduos e a nota de biomassa/forófito variou de 1,0 a 13,0 pontos por paisagem. Já a riqueza total de cada paisagem variou de 1 a 7 espécies. Amostramos 840 árvores (11 a 215 por paisagem), das quais 252 (30%) possuíam pelo menos um indivíduo epifítico. A porcentagem de forófitos em cada paisagem variou de 1 a 100%.

Em relação aos grupos funcionais, a abundância somada das duas espécies dominantes (*Tillandsia recurvata* e *Tillandsia pohliana*) foi de 8.339 indivíduos (84% do total) e a nota de biomassa foi de 750 pontos (78% do total). Quanto às síndromes de polinização e dispersão, apenas 1 espécie (6%) foi anemófila, 6 (37,5%) foram ornitófilas, 8 (50%) foram entomófilas, 4 (25%) foram zôocóricas e 11 (69%) foram anemocóricas. Uma das espécies não foi identificada (família Bromeliaceae), não sendo classificada em nenhum grupo.

Não encontramos nenhum padrão de agrupamento das paisagens em relação à composição florística (NMDS). No teste de Mantel não houve correlação entre distância espacial e abundância ( $r = -0.14$ ;  $p = 0,85$ ), biomassa ( $r = -0,05$ ;  $p = 0,58$ ) ou presença/ausência de espécies ( $r = -0,05$ ;  $p = 0,60$ ).

Em relação aos GLMs, a comunidade epifítica sofreu efeito apenas das características da escala de paisagem, não havendo nenhum modelo final válido para as características locais (TABELA 2). Para os modelos gerais (todas as espécies juntas), apenas a porcentagem de forófitos foi negativamente influenciada pela porcentagem de café (400m). Já para os grupos funcionais, a porcentagem de mata (400m) teve efeito negativo sobre a porcentagem de forófitos das espécies dominantes, a porcentagem de café (1000m) teve efeito positivo sobre a biomassa/forófito das espécies não dominantes, a porcentagem de pasto (400m) teve efeito positivo sobre a riqueza e abundância/forófito das espécies zôocóricas e a riqueza de usos da terra (1000 m) teve efeito negativo sobre a biomassa/forófitos das anemocóricas.

### 2.4 Discussão

A paisagem agrícola não é necessariamente uma barreira à diversidade e habitats semi-naturais - como árvores remanescentes nos pastos - também podem abrigar riqueza significativa de espécies. Embora o efeito dos atributos da paisagem seja pouco considerado em estudos com comunidades de plantas, a composição da paisagem influenciou mais a resposta de epífitas do que as características locais das pastagens. O uso da terra (cafeiculturas, pastagens e riqueza de classes) influenciou diferentes aspectos e grupos da assembleia de epífitas, indicando que eles não respondem da mesma maneira às diferentes variáveis investigadas.

A composição da paisagem agrícola pode afetar uma variedade de respostas ecológicas, como riqueza, dispersão das espécies, conectividade entre manchas e interações ecológicas (HÄGER et al., 2014; KOUMARIS ; FAHRIG, 2016; SÁNCHEZ et al., 2016). No entanto, sua influência pode ir além daquela tradicionalmente descrita na abordagem fragmento-matriz, onde se supõe que os usos da terra ao redor das manchas florestais afetam negativamente as comunidades no interior do fragmento. Áreas de cultivo e pastoreio podem atuar também como manchas de hábitat, fornecendo recursos como abrigo, alimentos, locais de nidificação/descanso e populações-fonte para recolonização (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000; MOORHEAD et al., 2010; PERFECTO et al., 2014). Portanto, apresentam potencial para abrigar biodiversidade. No nosso caso, a riqueza de espécies abrigada pelas pastagens foi considerada baixa quando comparamos nosso estudo com outros realizados em árvores isoladas no pasto (FLORES-PALACIOS; GARCÍA-FRANCO, 2004; FLORES-PALACIOS; GARCÍA-FRANCO, 2008; HIETZ-SEIFERT et al., 1996; KÖSTER et al., 2009; NÖSKE et al., 2008). Isso pode ter ocorrido mais pelo efeito da sazonalidade do clima da região do que pela qualidade do hábitat em si. Devido a sua condição aérea, as epífitas são particularmente dependentes das condições de umidade atmosférica. Em regiões com clima sazonal como a nossa - onde ocorre pelo menos uma estação seca bem definida - a redução da umidade durante três ou quatro meses pode provocar declínio de espécies sensíveis ao estresse hídrico, afetando a riqueza local (FLORES-PALACIOS; GARCÍA-FRANCO, 2004; POLTZ; ZOTZ, 2011; WERNER; GRADSTEIN, 2005). Mesmo em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, a riqueza de epífitas tende a ser baixa e similar àquela que encontramos no pasto (BATAGHIN et al., 2010; DETTKE et al., 2008), inclusive nos fragmentos florestais próximos as pastagens estudadas (CARVALHO et al. *in prep*). Já em regiões com alta umidade do ar ao longo de todo o ano - como nas florestas nebulares andinas - as comunidades do pasto podem apresentar riqueza comparável àquela encontrada no interior de florestas tropicais úmidas maduras (EINZMANN; ZOTZ, 2016; LARREA; WERNER, 2010).

A composição da paisagem influenciou mais a resposta de epífitas do que as características locais das pastagens. A quantidade de cafeiculturas na paisagem exerceu efeitos antagônicos sobre alguns grupos ecológicos. Pastagens com maior porcentagem de cafeicultura ao redor tenderam a apresentar maior biomassa das espécies não dominantes e menor ocupância de árvores por epífitas (porcentagem total de forófitos). No entanto, acreditamos que esta última resposta reflete mais a ocupância das espécies dominantes do que de toda a comunidade epifítica amostrada. Juntas, as duas espécies dominantes (*Tillandsia recurvata* e *T. pohliana*) estiveram presentes em 93% dos forófitos. Algumas bromélias deste gênero são tipicamente generalistas e podem tornar-se muito abundantes em habitats alterados pela atividade humana, como pastagens (CASCANTE-MARÍN et al., 2009), assentamentos humanos (EINZMANN et al., 2016), monoculturas (MOORHEAD et al., 2010) e até sobre substratos abióticos como cabos elétricos (observação pessoal). No entanto, as mesmas estratégias ecológicas que garantem sucesso em ambientes abertos e perturbados podem limitar sua sobrevivência em fisionomias estruturalmente mais complexas, onde há algum grau de sombreamento, amenização das temperaturas e umidade elevada (BATAGHIN et al., 2010; FLORES-PALACIOS; GARCÍA-FRANCO, 2004; WERNER; GRADSTEIN, 2008). Devido a sua estrutura arbustiva e perene, acreditamos que a presença de cafezais na paisagem possa estar funcionando como uma zona tampão, amenizando variações extremas de temperatura e umidade e impactando positivamente o microclima local. Dessa forma, condições desfavoráveis ao estabelecimento dessas epífitas generalistas prevaleceriam em paisagens com maior quantidade deste cultivo, comprometendo processos de germinação/estabelecimento e o seu recrutamento sobre mais árvores no pasto. Esta hipótese é reforçada pela influência negativa que a quantidade de mata teve sobre a porcentagem de forófitos dessas mesmas espécies. Ao contrário, as epífitas não dominantes poderiam experimentar algum crescimento e incremento na biomassa, favorecidas pela amenização das condições microclimáticas e pela ausência de dominância das espécies mais agressivas.

A riqueza e a abundância de espécies zoocóricas foram positivamente relacionadas ao aumento da quantidade de pasto na paisagem. Epífitas zoocóricas têm suas sementes dispersas principalmente por aves e morcegos (CESTARI, 2009; CRUZ-ANGÓN; GREENBERG, 2005; GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000). Vários estudos têm demonstrando que esses organismos são dispersores abundantes e eficientes em ambientes abertos e têm desempenhando um importante papel na regeneração de pastagens. Por exemplo, Guevara; Laborde (1993) registraram que esses dois grupos foram responsáveis por 80% da chuva de

sementes de espécies arbóreas em pastagens no México. Em outros estudos, 14 espécies de morcegos (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000) e 34 espécies de aves frugívoros (PIZO; SANTOS, 2011) foram registradas em árvores isoladas do pasto. No nosso caso, acreditamos que o aumento na quantidade desses habitats possa estar beneficiando aves e morcegos generalistas locais e, conseqüentemente, favorecendo as epífitas que apresentam interações ecológicas com esses organismos.

De maneira geral, a riqueza de usos da terra tende a apresentar efeito positivo sobre a biodiversidade, uma vez que promove a heterogeneidade ambiental na paisagem (FAHRIG et al., 2011). No entanto, o aumento no número de tipos de cobertura leva a uma diminuição na quantidade de cada um deles, o que pode prejudicar espécies que dependem de um habitat com características específicas. Isso pode explicar o efeito negativo da riqueza de usos da terra sobre a biomassa de epífitas anemocóricas no nosso estudo. Os propágulos dessas espécies possuem adaptações que permitem o seu transporte pelo vento, que pode ter uma ação mais efetiva em ambientes abertos devido a livre circulação. Por exemplo, o influxo de sementes de bromélias anemocóricas no pasto e em bordas florestais é maior do que no interior do fragmento (CASCANTE-MARÍN et al., 2009). Nas nossas paisagens, com exceção do pasto e das classes “água” e “solo exposto” (sendo essas duas últimas classes pouco frequentes e com extensões pequenas onde ocorrem), as outras fisionomias são estruturalmente mais complexas, com dossel relativamente alto e fechado (ex. plantações de eucalipto, manchas de cerrado, fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua e cafeiculturas). Dessa forma, acreditamos que essas fisionomias possam estar funcionando como barreira física ao vento, limitando os processos de dispersão e colonização das espécies anemocóricas. Outros estudos têm demonstrado que o sucesso no estabelecimento de epífitas frequentemente é limitado por processos relativos à dispersão de sementes (ACKERMAN et al., 1996; BARTELS; CHEN, 2012; CASCANTE-MARÍN et al., 2009).

Em relação às diferentes abordagens metodológicas utilizadas no nosso estudo, a classificação das espécies em categorias funcionais se mostrou uma ferramenta útil. Por definição, um grupo funcional é constituído por indivíduos e/ou espécies que apresentam respostas semelhantes a determinado processo ambiental, independentemente de suas relações taxonômicas (LAVOREL et al., 1997). No nosso caso, os modelos funcionais revelaram padrões de respostas que não foram evidentes nos modelos gerais, fornecendo informações mais refinadas sobre as relações entre as características da paisagem e as comunidades epifíticas. Também permitiu diminuir a influência que as espécies dominantes apresentaram no nosso conjunto de dados, devido à sua superabundância. Dessa forma, pudemos investigar

separadamente como o restante da assembleia se relaciona com diferentes usos da terra. Apesar da importância dessa abordagem, trabalhos que investigam a relação de plantas com atributos da paisagem agrícola frequentemente utilizam apenas a modelagem individual das espécies como resposta (MAGRACH et al., 2012; SOLIS-MONTERO et al., 2005; WOTAVOVÁ et al., 2004). Algumas abordagens funcionais têm sido utilizadas na literatura atual de epífitas, mas estão mais relacionadas à sua dependência pelo forófito (holoepífitas e hemi-epífitas), suas características fisiológicas e sua distribuição espacial (estratificação vertical) do que às funções que desempenham no ecossistema (KERSTEN, 2010; PETTER et al., 2016; POLTZ; ZOTZ, 2011).

Da mesma forma, a utilização de diferentes escalas espaciais mostrou-se uma abordagem interessante na procura de fatores que influenciam a montagem das comunidades epifíticas. Como a escala de efeito está diretamente relacionada à extensão geográfica na qual as espécies percebem e interagem com o ambiente (COLLINGE, 2009), sua identificação para diferentes organismos tem importantes implicações, já que irá determinar se as decisões de manejo irão focar em atributos locais (como tamanho da mancha) e/ou nos atributos do ambiente ao redor (MIGUET et al., 2016). No caso das epífitas vasculares, poucos estudos têm realizado avaliações multi-escalares (ver MENDIETA-LEIVA; ZOTZ, 2015). Mesmo aqueles que o fazem frequentemente utilizam extensões menores que 500m (justificados na limitação da dispersão dessas espécies) e não há padrões claros de como essas plantas utilizam a paisagem numa dimensão mais ampla. Apesar da quantidade de fisionomias florestais remanescente na paisagem ser uma questão importante num contexto crescente de degradação ambiental, precisamos entender também como a disponibilidade de outros usos da terra no mosaico agrícola afeta a conservação de espécies e em quais dimensões. Esse estudo ajuda a fornecer alguns *insights* sobre essas questões.

Em relação às formas de quantificação de epífitas adotadas no estudo (abundância e biomassa), os resultados fornecem evidências de que as diferentes metodologias refletem aspectos distintos das comunidades. Enquanto a abundância foi influenciada pela quantidade de hábitat (pasto) na paisagem na escala restrita (400m), a biomassa sofreu influência dos outros usos da terra (cultivo de café e riqueza de tipos de uso da terra) na escala mais ampla avaliada (1000m). Historicamente, trabalhos que envolvem levantamentos de epífitas têm sofrido limitações práticas e metodológicas na quantificação de indivíduos, devido, sobretudo, ao difícil acesso ao dossel florestal (WOLF et al., 2009). Vários estudos, inclusive, têm trabalhado apenas com padrões de riqueza (presença/ausência) como parâmetro de diversidade (KRÖMER et al., 2005; LEITMAN et al., 2014; LIMA, 2012). No entanto,

informações sobre a contribuição relativa das espécies para a biomassa e número total de indivíduos das comunidades epifíticas não devem ser negligenciadas, uma vez que podem revelar aspectos ecológicos importantes, como relações de dominância-raridade, padrões de ocupação espacial, produtividade primária e status populacional (HIETZ et al., 2006; MONDRÁGON, 2011; WOLF et al., 2009). Incentivamos a realização de mais estudos que comparem diferentes estimativas de quantificação de indivíduos e de biomassa, pois eles podem revelar influências de fatores diferentes. Ressaltamos que os métodos aqui propostos são especialmente aplicáveis para epífitas em árvores isoladas, já que a pequena sobreposição de copas permite que elas sejam visualmente inspecionadas por todos os lados.

Nossos resultados são importantes no contexto de conservação de epífitas em áreas sujeitas a atividades antrópicas, e apontam para a necessidade de se integrar a perspectiva de paisagem dentro de programas de manejo. A fragmentação e a perda de habitat florestal é um processo histórico na região e as pastagens constituem o principal uso da terra resultante desse processo. Apesar da importância dos remanescentes naturais, acreditamos que habitats secundários possam exercer um papel chave na manutenção da diversidade em um contexto de crescente degradação. Além disso, nosso trabalho fornece implicações metodológicas valiosas, sendo o primeiro a adotar simultaneamente diferentes formas de quantificação de epífitas e divisão de espécies em grupos funcionais e avaliar a influência de variáveis multi-escalares sobre essas respostas. No entanto, nosso estudo apresenta algumas limitações que devem ser consideradas. Nós investigamos algumas variáveis que afetam a diversidade de epífitas em pastagens, embora a estruturação das comunidades possa ser influenciada por vários outros fatores que não foram diretamente aqui investigados, como microclima, características dos forófitos, frugivoria e limitação na dispersão de sementes. Além disso, nossos resultados são correlacionais, indicando apenas a existência de tendências. Encorajamos fortemente a realização de estudos experimentais posteriores que possam tentar verificar relações de causa e efeito entre esses fatores e confirmar as hipóteses aqui propostas.

## 2.5 Conclusão

Neste estudo apontamos para a importância das árvores isoladas na manutenção da riqueza de epífitas vasculares em pastagens. Uma vez que este é o uso da terra mais comum resultante do processo de fragmentação florestal no mundo, devemos considerar seu potencial para a conservação da biodiversidade. Os parâmetros da paisagem são mais importantes que as condições locais das pastagens e afetaram diferentes respostas das comunidades estudadas,

influenciando processos relativos ao recrutamento, interações ecológicas (frugivoria), dispersão de sementes e microclima. Além disso, houve influência da paisagem em escalas maiores do que aquelas normalmente utilizadas nos estudos com epífitas. Nós ressaltamos a importância do uso de diferentes métodos quantitativos para a descrição da estrutura das comunidades epifíticas, do uso de grupos funcionais e da abordagem multi-escalar, que refletem aspectos distintos das respostas biológicas das comunidades ao ambiente. Desta forma, recomendamos que os estudos futuros adotem essas diferentes abordagens de forma complementar para fornecer uma visão mais completa dos fatores que determinam a montagem de comunidades epifíticas. Também recomendamos que os projetos de manejo e conservação deste grupo levem em consideração a influência da paisagem ao redor da área de interesse, inclusive em escalas maiores que 1.000m.

### Referências

- ACEVES-TOLEDO, T. et al. Significance of remnant cloud forest fragments as reservoirs of tree and epiphytic bromeliad diversity. **Tropical Conservation Science**, v. 7, n. 2, p. 230-243, 2014.
- ACKERMAN, J.D.; SABAT, A.; ZIMMERMAN, J.K. Seedling establishment in an epiphytic orchid: an experimental study of seed limitation. **Oecologia**, v. 106, p. 192-198, 1996.
- ALVARES, C.A. et al. Köppen climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- AVON, C.; BERGÈS, L.; DUPOUEY, J.L. Landscape effects on plants in forests: large-scale context determines local plant response. **Landscape and Urban Planning**, v. 144, p. 65-73, 2015.
- BARTELS, S.F.; CHEN, H.Y.H. Mechanisms regulating epiphytic plant diversity. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 31, p. 391-400, 2012.
- BATAGHIN, F.A.; BARROS, F.; PIRES, J.S.R. Distribuição da comunidade de epífitas vasculares em sítios sob diferentes graus de perturbação na Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 3, p. 501-512, 2010.
- BAUTISTA, L.J. et al. Impact of silvicultural methods on vascular epiphytes (ferns, bromeliads and orchids) in a temperate forest in Oaxaca, Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 10-20, 2014.
- BOLKER, B.; R DEVELOPMENT CORE TEAM. **bbmle**: Tools for General Maximum Likelihood Estimation. R package version 1.0.18.2016.<https://CRAN.R-project.org/package=bbmle>

BURNHAM, K.P. ; ANDERSON, D.R. Kullback–Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. **Wildlife Research**, v. 28, p. 111-119, 2001.

CASCANTE-MARÍN, A. et al. Dispersal limitation in epiphytic bromeliad communities in a Costa Rican fragmented montane landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, p. 63-73, 2009.

CESTARI, C. Epiphyte plants use by birds in Brazil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 689-712, 2009.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, p. 45-67, 2014.

COLLINGE, S.K. **Ecology of fragmented landscapes**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009.

CONCEPCIÓN, E.D.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F.; DÍAZ, M. Plant diversity partitioning in Mediterranean croplands: effects of farming intensity, field edge, and landscape context. **Ecological Application**, v. 22, n. 3, p. 972-981, 2012.

CRAWLEY, M.J. **The R Book**. Chichester: Wiley, 2007.

CRUZ-ANGÓN, A.; GREENBERG, R. Are epiphytes important for birds in coffee plantations? An experimental assessment. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 1, p. 150-159, 2005.

DAWSON, T.P. et al. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 53-58, 2011.

DETTKE, G.A.; ORFRINI, A.C.; MILANEZE-GUTIERRE, M.A. Composição florística e distribuição de epífitas vasculares em um remanescente alterado de Floresta Estacional Semidecidual no Paraná, Brasil. **Rodriguésia**, v. 59, n. 4, p. 859-872, 2008.

EINZMANN, H.J.R.; ZOTZ, G. How diverse are epiphyte assemblages in plantations and secondary forests in tropical lowlands? **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 2, p. 629-647, 2016.

EINZMANN, H.J.R.; DÖCKE, L.; ZOTZ, G. Epiphytes in human settlements in rural Panama. **Plant Ecology and Diversity**, v. 9, n. 3, p. 277-287, 2016.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 101-112, 2011.

FLORES-PALACIOS, A.; GARCÍA-FRANCO, J.G. Effect of isolation on the structure and nutrient content of oak epiphyte communities. **Plant Ecology**, v. 173, p. 259-269, 2004.

FLORES-PALACIOS, A.; GARCÍA-FRANCO, J.G. Habitat isolation changes the beta diversity of the vascular epiphyte community in lower montane forest, Veracruz, Mexico. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 191-207, 2008.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The state of food and agriculture: livestock in the balance**. Rome, 2009.

GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat- and Bird- generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1693-1703, 2000.

GARMENDIA, A. et al. Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, p. 331-344, 2013.

GAUCH JR., H.J. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge : Cambridge University Press, 1982.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, v. 107, n. 1319-1338, 1993

GONÇALVES, C.N. ; WAECHTER, J.L. Aspectos florísticos e ecológicos de epífitos vasculares sobre figueiras isoladas no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 1, p. 89-100, 2003.

HÄGER, A. et al. Effects of management and landscape composition on the diversity and structure of tree species assemblages in coffee agroforest. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 199, p. 43-51, 2014.

HARVEY, C.A. et al. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. **Conservation Biology**, v. 22, n. 1, p. 8-15, 2008.

HERRERA, J.M.; GARCÍA, D.; MORALES, J.M. Matrix effects on plant-frugivore and plant-predator interactions in forest fragments. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 125-135, 2011.

HIETZ, P. ; BUCHBERGER, G. WINKLER, M. Effect of forest disturbance on abundance and distribution of epiphytic bromeliads and orchids. **Ecotropica**, v. 12, p. 103-112, 2006.

HIETZ-SEIFERT, U.; HIETZ, P. ; GUEVARA, S. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. **Biological Conservation**, v. 75, p. 103-111, 1996.

HSIEH, T.C.; MA, K.H.; CHAO, A. **iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity**. R package version 2.0.8. 2016. Disponível em: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download>.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 2012.

- JACKSON, H.B.; FAHRIG, L. Are the ecologist conducting research at the optimal scale? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 52-63, 2015.
- KERSTEN, R.A.; KUNIYOSHI, Y.S.; RODERJAN, C.V. Epífitas vasculares em duas formações ribeirinhas adjacentes na bacia do rio Iguaçu – Terceiro Planalto Paranaense. **Iheringia**, v. 64, n. 1, p. 33-43, 2009.
- KERSTEN, R.A. Epífitas vasculares – histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. **Hoehnea**, v. 37, n. 1, p. 9-38, 2010.
- KÖPPEN, W. **Climatologia**. Mexico City: Fondo Cultura Economica, 1948.
- KÖSTER, N. et al. Conservation of epiphyte diversity in an Andean landscape transformed by human use. **Conservation Biology**, v. 23, n. 4, p. 911-919, 2009.
- KOUMARIS, A.; FAHRIG, L. Different anuran species show different relationships to agricultural intensity. **Wetlands**, v. 36, p. 731-744, 2016.
- KRÖMER, T. Diversity patterns of vascular epiphytes along an elevational gradient in the Andes. **Journal of Biogeography**, v. 32, p. 1799-1809, 2005.
- LARREA, M.L.; WERNER, F.A. Response of vascular epiphyte diversity to different land-use intensities in a neotropical montane wet forest. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1950-1955, 2010.
- LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, n. 12, p. 474-478, 1997.
- LEITMAN, P. Epiphytic angiosperms in a mountain forest in southern Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 2, p. 1-12, 2014.
- LIMA, R.A.F. et al. Composição, diversidade e distribuição geográfica de plantas vasculares de uma Floresta Ombrófila Densa Atlântica no sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 241-249, 2012.
- LEGENDRE, P. ; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3ªEd. Amsterdam: Elsevier. 2012.
- LYRA-JORGE, M.C. et al. Influence of multi-scales landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 3, p. 359-368, 2010.
- MACHADO, C.G. et al. Beija-flores e seus recursos florais em uma área de campo rupestre da Chapada Diamantina, Bahia. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 2, p. 267-279, 2007.
- MACHADO, C.G.; SEMIR, J. Fenologia da floração e biologia floral de bromeliáceas ornitófilas de uma área de Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 1, p. 163-174, 2006.

MAGRACH, A.; LARRINAGA, A.R.; SANTAMARIA, L. Internal habitat quality determines the effect of fragmentation on Austral forest climbing and epiphytic angiosperms. **Plos One**, v. 7, n. 10, 2012.

MARCUSSO, G.M.; MONTEIRO, R. Composição florística de epífitas vasculares em duas fisionomias vegetais o município de Botucatu, estado de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, v. 67, n. 3, 2016.

MENDIETA-LEIVA, G.; ZOTZ, G. A conceptual framework for the analysis of vascular epiphyte assemblages. **Perspective in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 17, n. 6, p. 510-521, 2015.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. **Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis**. World Resources Institute, Washington, DC.

MIGUET, P. et al. What determines the spatial extent of landscape effects on species? **Landscape Ecology**, v. 31, n. 6, p. 1177-1194, 2016.

MOORHEAD, L.C.; PHILPOTT, S.M.; BICHIER, P. Epiphyte biodiversity in the coffee agricultural matrix: canopy stratification and distance from forest fragments. **Conservation Biology**, v. 24, n. 3, p. 737-746, 2010.

MONDRAGÓN, D. Guidelines for collecting demographic data for population dynamics studies on vascular epiphytes. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 138, n. 3, p. 327-335, 2011.

NÖSKE, N. M. et al. Disturbance effects on diversity of epiphytes and moths in a montane forest in Ecuador. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, p. 4-12, 2008.

OKSANEN, J.F. et al. **vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.4. 2016. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

OLIVEIRA, L.C. et al. Componente epifítico vascular de um fragmento florestal urbano, município de Criciúma, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 26, n. 2, p. 33-44, 2013.

OLIVETTI, D. et al. Modelagem espacial e temporal da erosão hídrica em Latossolo vermelho distrófico com uso agropecuário numa sub-bacia hidrográfica do sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 39, p. 58-67, 2015.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; PHILPOTT, S.M. Complex ecological interactions in the coffee agroecosystem. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 137-158, 2014.

PIZO, M.A.; SANTOS, B.T.P. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in an Brazilian fragmented landscape. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 335-342, 2011.

PETTER, G. et al. Functional leaf traits of vascular epiphytes: vertical trends within the forest, intra- and interspecific trait variability, and taxonomic signals. **Functional Ecology**, v. 30, p. 188-198, 2016.

POLTZ, K; ZOTZ, G. Vascular epiphytes on isolated pastures trees along a rainfall gradient in the lowlands of Panama. **Biotropica**, v. 43, n. 2, p. 165-172, 2011.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2016. URL: <https://www.R-project.org/>.

RUIZ-CORDOVA, J.P. et al. The effect of substrate abundance in the vertical stratification of bromeliad epiphytes in a tropical dry forest (Mexico). **Flora**, v. 209, n. 8, p. 375-384, 2014.

SÁNCHEZ, E.P. ; ARMENTERAS, D.; RETANA, J. Edge influence on diversity of orchids in Andean cloud forest. **Forests**, v. 7, n. 63, p. 1-13, 2016.

SANDFORD, W. Distribution of epiphytic orchids in semi-deciduous tropical forest in southern Nigeria. **Journal of Ecology**, v. 56, p. 697–705, 1968.

SCHINDLER, S. et al. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 41-48, 2013.

SHELDON, K.S.; NADKAMI, N. M. The use of pasture trees by birds in a tropical montane landscape in Monteverde, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 29, p. 459-462, 2013.

SILVA, A.C.; TORRADO, P. V. ; ABREU JR. J.S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. **Revista da Universidade de Alfenas**, v. 5, p. 21-26, 1999.

SOLIS-MONTERO, L.; FLORES-PALACIOS, A.; CRUZ-ANGÓN, A. Shade-coffee plantations as refuges for tropical wild orchids in central Veracruz, Mexico. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 908-916, 2005.

TOMAZI, E.F.; FIGUEIREDO, R.A. Efeito da ingestão por aves na germinação de sementes de *Epiphyllum phyllanthus* (Cactaceae) em Jundiá-SP, Brasil. **Revista das Faculdades de Educação, Ciências e Letras e Psicologia Padre Anchieta**, n. 7, p. 11-15, 2002.

THORNTON, D.H.; BRANCH, L.C.; SUNQUIST, M.E. The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 7-18, 2011.

WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C.J.S. **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação**. Porto Alegre: UFRGS - Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9. 2009. Disponível em <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>.

WERNER, F.A. Reduced growth and survival of vascular epiphytes on isolated remnant trees in a recent tropical montane forest clear-cut. **Basic and Applied Ecology**, v. 12, p. 172-181, 2011.

WERNER, F.A; GRADSTEIN, S.R. Seedling establishment of vascular epiphytes on isolated and enclosed forest trees in an Andean landscape, Ecuador. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 3195-3207, 2008.

WERNER, F.A.; GRADSTEIN, S.R. Diversity of dry forest epiphytes along a gradient of human disturbance in the tropical Andes. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 59-68, 2009.

WERNER, F.A.; HOMEIER, J.; GRADSTEIN, S.R. Diversity of vascular epiphytes on isolated remnant trees in the montane forest belt of southern Ecuador. **Ecotropica**, v. 11, p. 21-40, 2005.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**; Springer: New York, NY, USA, 2009.

WOLF, J.H.D.; GRADSTEIN, S.R.; NADKARNI, N. M. A protocol for sampling vascular epiphyte richness and abundance. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, n. 2, 2009.

WOTAVOVÁ, K.; BALOUNOVÁ, Z.; KINDLMANN, P. Factores affecting persistence of terrestrial orchids in wet meadows and implications or their conservation in a changing agricultural landscape. **Biological Conservation**, v. 188, p. 271-279, 2004.

VELOSO, H. P. ; FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

ZAPPI, D.C.; TAYLOR, N. P. Flora de Grão-Mogol, Minas Gerais: Cactaceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 21, n. 1, p. 147-154, 2003.

## Figuras e tabelas

Tabela 1 - Descrição de variáveis explicativas calculadas em diferentes escalas espaciais EL= Escala Local: métricas calculadas dentro da parcela de amostragem. EP=Escala de Paisagem: métricas calculadas em círculos concêntricos de 400, 700 e 1.000m ao redor da parcela.

Escala	Acrônimo	Métrica	Descrição
EL	Dens_arv	Densidade de árvores	N° Árvores/hectare
	Briofita	Cobertura de briófitas	Porcentagem média de cobertura das árvores. Aqui considerada com uma medida indireta de umidade
	Bio_Veg	Quantidade de biomassa vegetal total calculada através do NDVI	Média dos pixels. Varia de -1 (ausência de vegetação) a 1 (máxima cobertura de vegetação)
	Slope	Inclinação do relevo	Média dos pixels. Varia de 0° (terreno plano) a 90° (inclinação máxima)
	Altitude	Altitude	Média dos pixels em metros
	Orientacao	Face de exposição do relevo	Média angular dos pixels. Varia de 0° (voltada para o norte) a 270° (voltada para oeste)
EP	Mata	Floresta Atlântica Semidecidual (vegetação predominante)	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Cerrado	Cerrado <i>sentido restrito</i>	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Pasto	Pasto	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Café	Culturas de café	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Eucalipto	Culturas de eucalipto	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Culturas	Outras culturas	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Água	Corpos d'água	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Solo	Solo exposto	Porcentagem de área total ocupada pela classe
	Step	Densidade de stepping stones	N° stepping stones/km <sup>2</sup> . Índice utilizado: Point Density com raio de busca de 50m
	RUT	Riqueza de tipos de uso da terra	N° de classes de uso dentro de cada escala
	DUT	Índice de diversidade de usos da terra	$H = -\sum(pi)(\ln * pi)$ , onde $pi$ = proporção da área total ocupada por cada classe de uso
	Casas *	Densidade de casas/outras edificações	N° elementos/m <sup>2</sup> . Índice utilizado: Point Density com raio de busca de 500m
	Estrada*	Densidade de estradas (terra+asfalto)	N° estradas/km <sup>2</sup> . Índice utilizado: Kernel Density com raio de busca de 100m

\*Calculadas apenas na escala de 1000m

Tabela 2 - Modelos lineares generalizados para comunidade de epífitas e forófitos em função de características da paisagem. Os modelos estão ordenados de acordo com o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc). Apenas modelos considerados válidos ( $\Delta AICc < 2$ ) e o modelo nulo são mostrados.  $\Delta AICc$  = diferença no AICc entre modelos.  $wAICc$  = probabilidade do modelo ser o melhor entre todos os que foram válidos.

Variável	Modelo	$\Delta AICc$	$wAICc$	Relação
%Forófitos total	%Cafe400	0.0	0.597	(-)
	Nulo	36.1	0.046	
Espécies dominantes (%forófito)	%Mata400	0.0	0.75	(-)
	Nulo	3.6	0.13	
Espécies não dominantes (biomassa/forófito)	%Cafe1000	0.0	0.952	(+)
	Nulo	6.0	0.048	
Zoocóricas (riqueza)	%Pasto400	0.0	0.83	(+)
	Nulo	3.2	0.17	
Zoocóricas (abundância/forófito)	%Pasto400	0.0	0.711	(+)
	Nulo	8.3	0.011	
Anemocóricas (biomassa/forófito)	RUT1000	0.0	0.83	(-)
	Nulo	3.2	0.17	

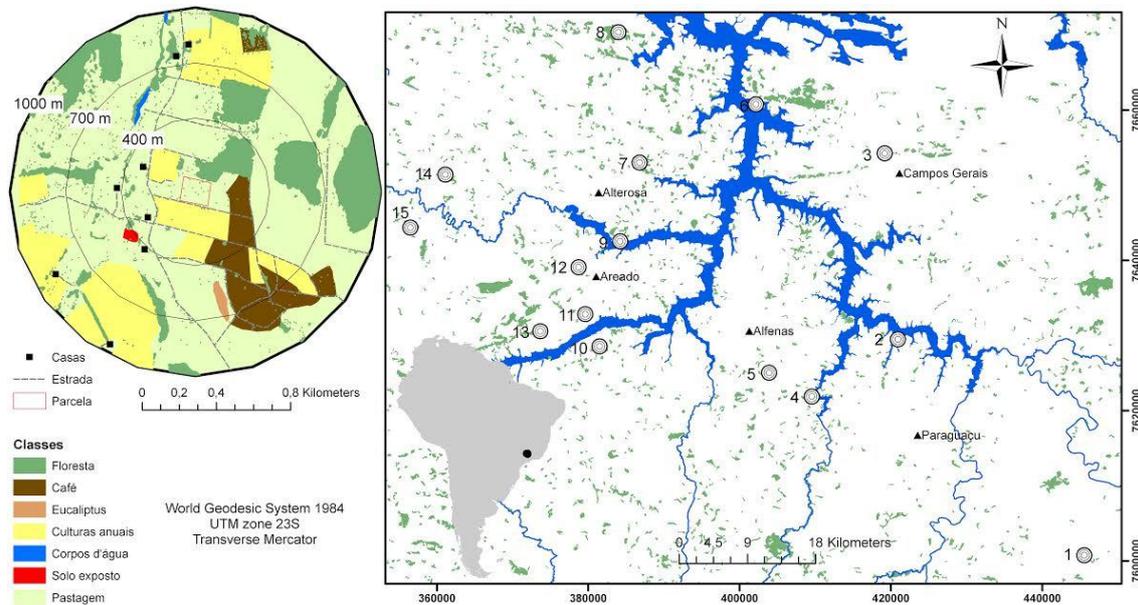


Figura 1 - Distribuição das áreas de estudo na região e indicação das classes de uso da terra mapeadas em círculos concêntricos de 400, 700 e 1.000m ao redor de cada área de amostragem.

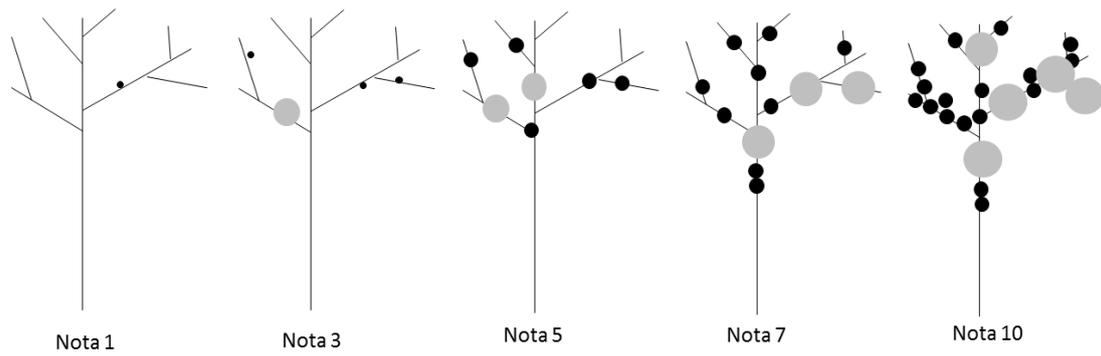
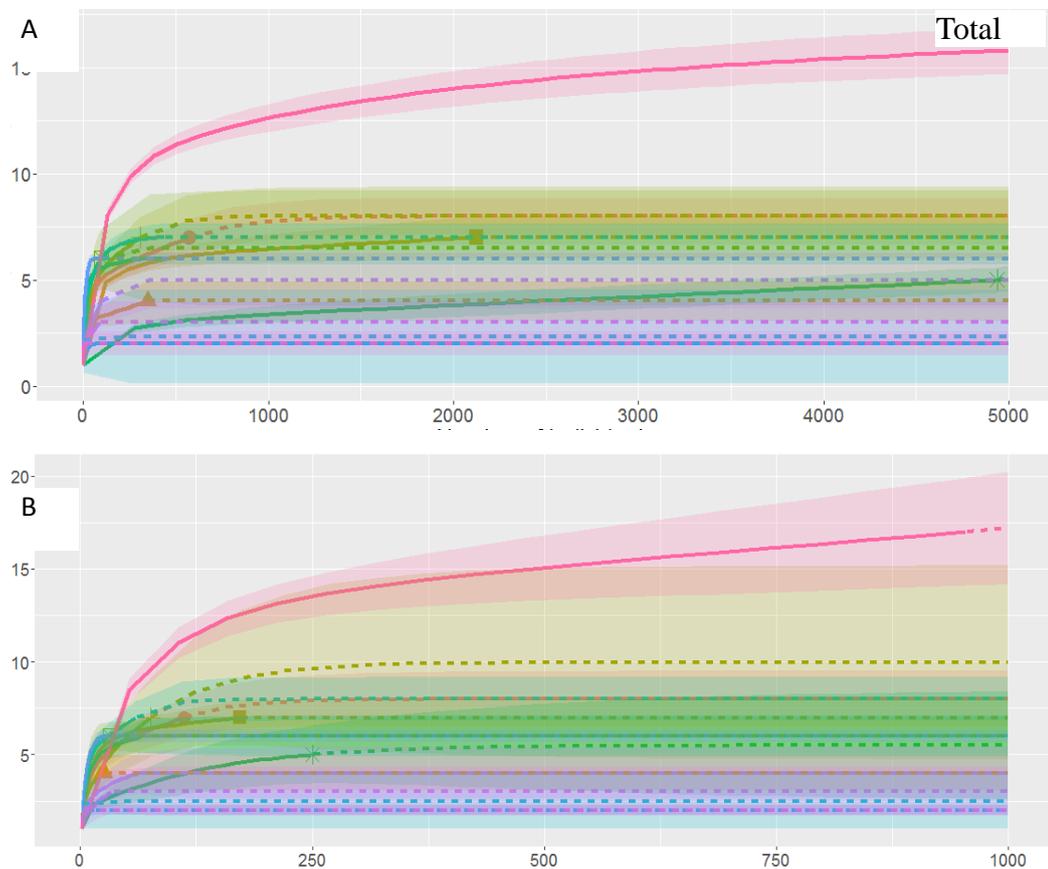
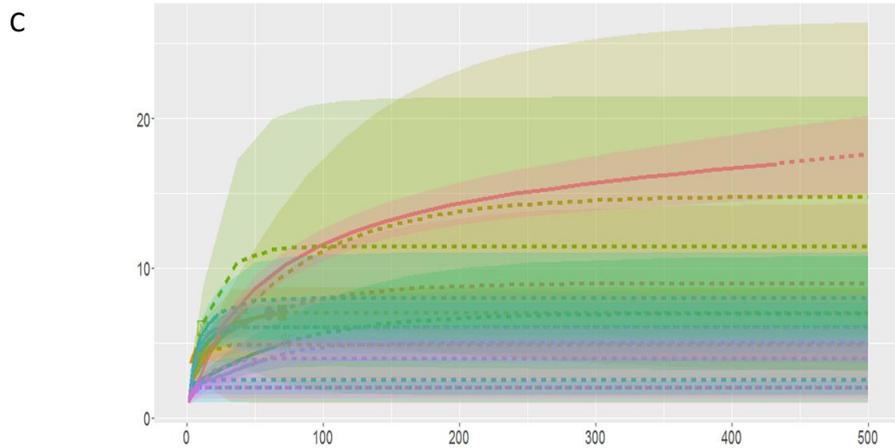


Figura 2 - Representação da escala de notas de biomassa atribuídas a duas diferentes espécies de epífita (cores diferentes). Os círculos representam os indivíduos. A nota atribuída a cada espécie é influenciada tanto pela quantidade quanto pelo tamanho dos indivíduos. Adaptado de Kersten et al. (2009).

## APÊNDICES

APÊNDICE A – Estimadores de riqueza (CHAO et al., 2014) calculados para diferentes tipos de esforço amostral: (A) abundância, (B) biomassa e (C) número de forófitos por espécie. A linha contínua representa a riqueza observada e a linha pontilhada representa a riqueza estimada na paisagem (diferentes cores).





APÊNDICE B – Porcentagem de riqueza observada em função da riqueza total estimada (CHAO et al., 2014) para diferentes esforços amostrais nas paisagens estudadas. A paisagem 5 foi excluída por conter apenas uma espécie.

Paisagem	Código	Abundância	Biomassa	Nºforófitos/espécie
1	H47	87.5	87.6	78.1
2	P21	92.4	100.0	52.4
3	P9	85.7	80.0	80.0
4	Pm	100.0	100.0	100.0
6	PZv	80.2	100.0	80.3
7	P4	100.0	87.7	88.0
8	P2	87.5	70.3	47.3
9	P23	83.3	90.9	71.7
10	PD	100.0	100.0	100.0
11	P19	100.0	100.0	100.0
12	P27	100.0	100.0	100.0
13	P13	100.0	100.0	82.8
14	T3	100.0	100.0	76.1
15	T4	100.0	100.0	100.0
Total		94.4	73.9	74.0

APÊNDICE C - Conjunto final de 20 variáveis explicativas utilizadas nos modelos lineares generalizados. Métricas autocorrelacionadas ( $r > 0,7$ ) foram previamente excluídas: todas as métricas na escala de 700m, DUT400, DUT1000, Agua400.

(continua)

Paisagem	Código	Coordenadas	Dens_arv	Briofita	NDVI	Slope	Altitude	Orientacao	Casas	Estrada	RM400	RM1000
1	H47	S21°41'77" W45°31'58"	34.2	28.4	0.5	13.9	874.5	294.0	0.000002	4.5	3	6
2	P21	S21°26'08" W45°45'78"	12.2	28.1	0.5	19.5	810.0	178.1	0.000003	8.7	4	5
3	P9	S21°12'69" W45°46'75"	7.1	19.6	0.4	11.3	897.7	274.0	0.000002	3.2	5	7
4	MT	S21°30'18" W45°52'37"	23.5	32.6	0.5	26.7	884.5	97.4	0.000006	4.4	3	6
5	P7	S21°28'49" W45°55'66"	109.7	16.6	0.6	29.2	833.5	30.5	0.000005	4.0	4	6
6	PZV	S21°09'11" W45°56'58"	5.6	6.8	0.4	4.4	800.5	303.4	0.000002	1.4	4	5
7	P4	S21°13'26" W46°05'48"	89.8	13.2	0.5	17.8	790.0	111.5	0.000008	4.5	3	5
8	P2	S21°03'82" W46°06'96"	29.6	34.1	0.5	20.1	983.0	120.8	0.000001	1.8	2	5
9	P23	S21°18'91" W46°07'00"	25.0	8.7	0.6	71.9	1003.0	95.7	0.000002	2.8	3	3
10	PD	S21°26'48" W46°08'64"	10.7	26.2	0.5	19.7	861.0	299.6	0.000002	7.1	3	6
11	P19	S21°24'17" W46°09'75"	10.7	22.6	0.6	38.6	881.5	337.7	0.000004	4.0	3	6
12	P27	S21°20'78" W46°10'13"	7.1	50.0	0.5	43.2	924.3	10.1	0.000004	3.7	6	7
13	P13	S21°25'34" W46°13'12"	16.8	31.8	0.6	37.5	962.3	110.5	0.000002	5.0	4	5
14	T3	S21°13'99" W46°20'31"	28.6	30.4	0.6	17.3	876.7	68.9	0.000002	5.2	4	6
15	T4	S21°17'81" W46°22'96"	17.9	32.9	0.5	34.8	832.8	172.4	0.000009	1.8	5	6

APÊNDICE C - Conjunto final de 20 variáveis explicativas utilizadas nos modelos lineares generalizados. Métricas autocorrelacionadas ( $r > 0,7$ ) foram previamente excluídas: todas as métricas na escala de 700m, DUT400, DUT1000, Agua400.

(conclusão)

Paisagem	Código	Step400	Step1000	Mata400	Café400	Pasto400	Mata1000	Café1000	Culturas1000	Agua1000	Pasto1000
1	H47	150.6	250.4	54.2	0.0	44.9	26.3	10.7	11.9	0.2	50.9
2	P21	279.9	244.4	31.3	11.5	52.8	18.5	49.5	0.0	0.0	30.4
3	P9	244.7	262.2	12.3	11.5	54.9	17.0	6.4	17.0	0.2	59.0
4	MT	279.9	263.1	33.1	9.1	57.8	29.6	13.5	2.6	0.1	54.2
5	P7	242.0	205.7	36.8	16.7	31.8	23.2	11.0	0.5	29.2	33.4
6	PZV	123.9	125.7	46.6	0.0	42.9	11.0	0.4	14.3	47.0	27.3
7	P4	95.7	178.5	22.1	0.0	33.2	17.7	0.4	1.0	36.8	44.1
8	P2	475.8	222.2	43.7	0.0	56.3	49.2	3.8	0.0	0.0	42.9
9	P23	81.3	121.3	31.4	1.3	67.3	32.4	16.9	0.0	0.0	50.6
10	PD	138.1	79.6	32.0	0.0	38.2	34.7	6.1	30.5	0.0	26.8
11	P19	219.0	290.9	35.5	0.1	64.3	33.0	10.6	1.1	0.1	55.1
12	P27	204.3	262.5	34.4	10.0	50.7	46.6	9.2	0.3	0.1	38.5
13	P13	329.2	275.8	35.6	28.8	33.5	25.8	26.1	9.7	0.3	38.1
14	T3	274.0	279.9	45.9	9.4	44.2	37.8	10.3	2.7	0.0	49.0
15	T4	572.1	301.3	36.7	6.8	39.5	18.1	3.5	4.3	38.2	36.0

APÊNDICE D – Lista e classificação funcional de espécies de epífitas. Freq=Frequência. Foro=N°forófitos. Abund=Abundância. Bio=Biomassa. Dom=Dominância. D=Dominante. ND=Não Dominante. Pol=Polinização. Dis=Dispersão. Ref=referência bibliográfica utilizada na classificação dos grupos.

Família	Espécie	Freq	Foro	Abund	Bio	Abund/ foro	Bio/ foro	Dom	Pol	Dis	Ref
Bromeliaceae	<i>Aechmea bromeliifolia</i> (Rudge) Baker	2	7	16	21	2.3	3.0	ND	Orn	Zoo	1,2
	<i>Billbergia porteana</i> Brong. Ex Beer	2	3	6	7	2.0	2.3	ND	Orn	Zoo	5, 2
	<i>Tillandsia loliacea</i> Mart. Ex Schult.; Schult.f.	5	10	84	20	8.4	2.0	ND	Orn	Ane	3, 4
	<i>Tillandsia pohliana</i> Mez	14	157	1542	311	9.8	2.0	D	Orn	Ane	3, 5
	<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	15	184	6797	439	36.9	2.4	D	Ent	Ane	5
	<i>Tillandsia streptocarpa</i> Baker	3	3	4	5	1.3	1.7	ND	Orn	Ane	3, 5
	<i>Tillandsia tricholepis</i> Baker	3	12	852	30	71.0	2.5	ND	Orn	Ane	3, 5
	Bromélia (não identificada)	1	1	3	1	3.0	1.0	ND	SI	SI	SI
Cactaceae	<i>Epiphyllum phyllanthus</i> (L.) Haw.	10	24	63	54	2.6	2.3	ND	Ent	Zoo	6, 7
	<i>Brassavola tuberculata</i> Hook	1	5	270	19	54.0	3.8	ND	Ent	Ane	5
	<i>Gomesa flexuosa</i> (Lodd.) M.W.Chase; N. H.Williams	2	5	50	9	10.0	1.8	ND	Ent	Ane	5
	<i>Epidendrum pseudodiforme</i> Hoehne; Schltr.	1	1	7	1	7.0	1.0	ND	Ent	Ane	5
	<i>Lophiaris pumila</i> (Lindl.) Braem	3	5	79	11	15.8	2.2	ND	Ent	Ane	4
	<i>Oncidium</i> sp.	1	1	1	1	1.0	1.0	ND	Ent	Ane	5
	<i>Polystachya concreta</i> (Jacq.) Garay; Sweet	4	11	101	17	9.2	1.5	ND	Ent	Ane	5
Piperaceae	<i>Peperomia</i> sp.	2	5	61	9	12.2	1.8	ND	Ane	Zoo	5

1.Machado et al.,2007

2.Gonçalves; Waechter 2003

3.Machado; Semir 2006

4.Marcusso; Monteiro, 2016

5.Oliveira et al. 2013

6.Zappi; Taylor 2003

7.Tomazi; Figueiredo 2002



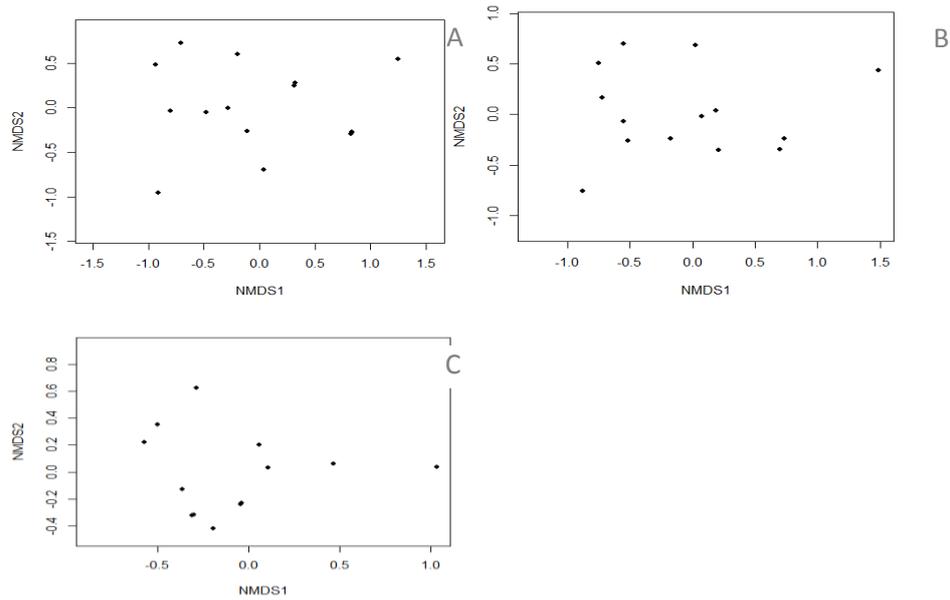
APÊNDICE E - Distribuição de espécies de epífitas ao longo de 15 pastagens. Abundância/forófito (Biomassa/forófito).

(conclusão)

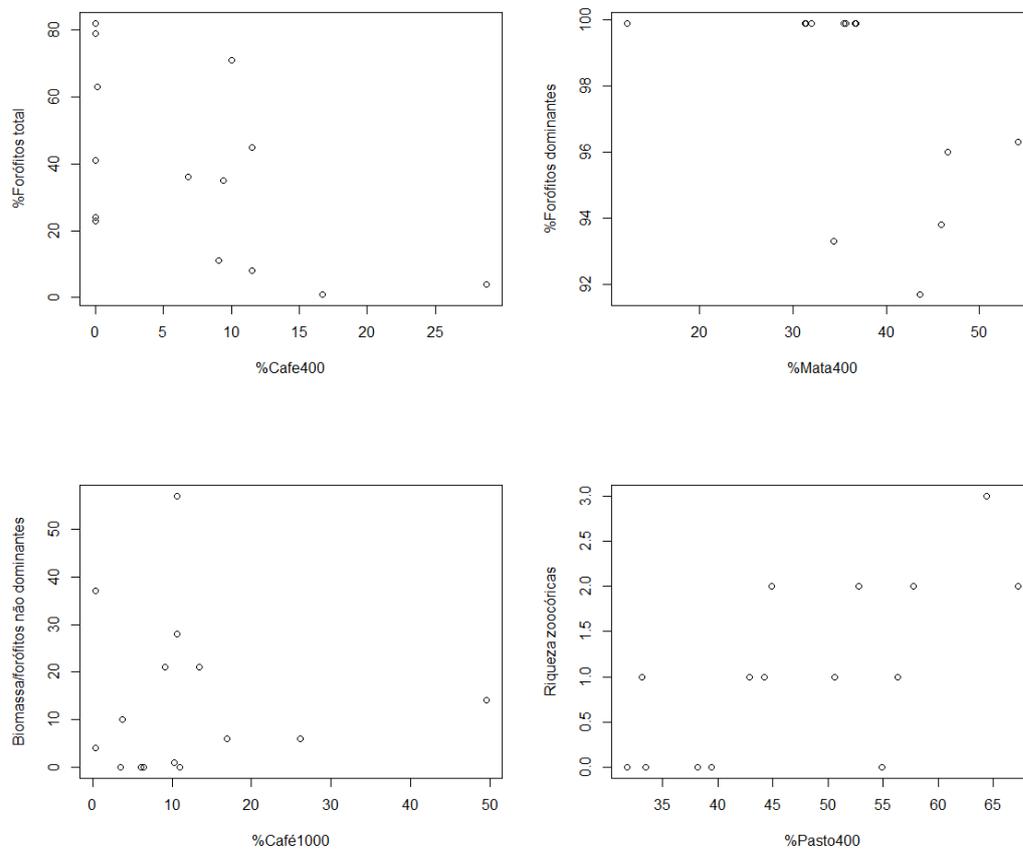
Espécie	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	Total
<i>Aechmea bromeliifolia</i> (Rudge) Baker	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	2.5 (3.3)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	2.3 (3.0)
<i>Billbergia porteana</i> Brong. Ex Beer	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	2.0 (2.3)
<i>Brassavola tuberculata</i> Hook	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	54.0 (3.8)
Bromélia (não identificada)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	3.0 (1.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	3.0 (1.0)
<i>Epidendrum pseudodiforme</i> Hoehne; Schltr.	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	7.0 (1.0)
<i>Epiphyllum phyllanthus</i> (L.) Haw.	1.0 (3.0)	0.0 (0.0)	1.7 (2.0)	6.2 (2.5)	0.0 (0.0)	1.0 (1.0)	0.0 (0.0)	2.6 (2.2)
<i>Gomesa flexuosa</i> (Lodd.) M.W.Chase; N. H.Williams	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	10.0 (1.8)
<i>Lophiaris pumila</i> (Lindl.) Braem	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	15.8 (2.2)
<i>Oncidium</i> sp.	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	1.0 (1.0)
<i>Peperomia</i> sp.	8.5 (1.0)	0.0 (0.0)	14.7 (2.3)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	12.2 (1.8)
<i>Polystachya concreta</i> (Jacq.) Garay; Sweet	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	1.0 (1.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	9.2 (1.5)
<i>Tillandsia loliacea</i> Mart. Ex Schult.; Schult.f.	1.0 (1.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	11.3 (1.7)	33.0 (5.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	8.4 (2.0)
<i>Tillandsia pohliana</i> Mez	9.1 (2.5)	87.0 (3.0)	10.4 (2.0)	7.6 (1.4)	14.5 (4.0)	5.3 (2.1)	2.3 (1.0)	9.8 (2.0)
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	132.0 (4.6)	13.0 (2.0)	34.6 (2.5)	19.7 (2.7)	143.0 (6.0)	13.0 (3.0)	1.5 (1.0)	36.9 (2.4)
<i>Tillandsia streptocarpa</i> Baker	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	1.0 (1.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	1.3 (1.7)
<i>Tillandsia tricholepis</i> Baker	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	113.6 (3.0)	17.0 (1.7)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	71.0 (2.5)

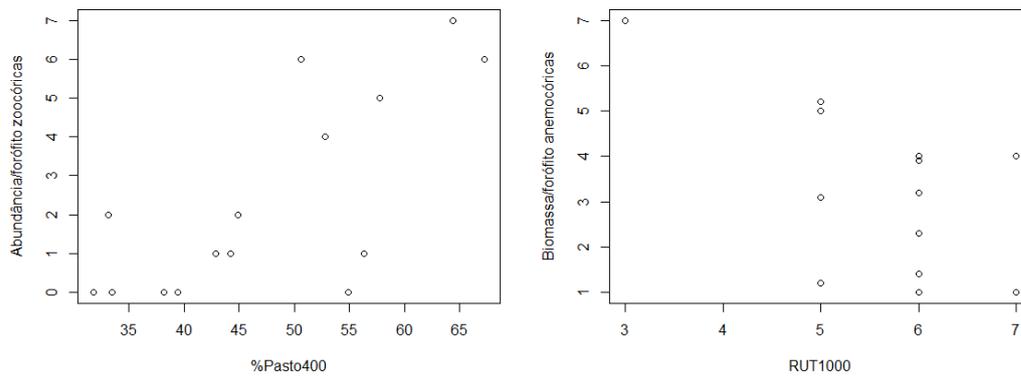
APÊNDICE F - Distribuição de grupos funcionais de epífitas ao longo de 15 pastagens. Abundância/forófito (Biomassa/forófito).

		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	Total
<b>Geral</b>	Abundância/forófito	21.2	19.8	1.5	5.2	2.0	1.9	40.3	12.9	141.1	74.8	60.7	28.3	174.5	5.8	2.0	39.4
	Biomassa/forófito	4.1	6.2	1.0	2.1	1.0	1.3	5.5	3.2	7.1	3.2	4.9	4.5	13.0	2.2	1.0	2.6
	Riqueza	7	6	2	6	1	4	7	7	5	2	7	6	4	3	2	16
	%Forófito	82.0	45.0	8.0	11.0	1.0	23.0	79.0	41.0	100.0	24.0	63.0	71.0	4.0	35.0	36.0	30.0
<b>Grupos Funcionais</b>																	
Abundância/forófito	Espécies dominantes	17.3	17.0	1.5	1.7	2.0	2.0	18.8	13.0	140.5	74.8	36.0	22.3	157.5	6.1	2.0	35.5
	Espécies não dominantes	8.8	7.0	0.0	10.7	0.0	1.0	41.3	4.0	6.3	0.0	61.6	14.1	34.0	1.0	0.0	24.2
	Ornitófilas	7.3	14.8	1.0	2.0	0.0	1.4	33.0	10.1	9.1	87.0	49.9	16.1	31.0	5.3	2.3	15.0
	Entomófilas	17.5	13.3	2.0	6.5	2.0	1.7	34.4	7.1	132.0	13.0	33.8	20.1	143.5	7.0	1.5	37.4
	Zoocóricas	1.6	4.0	0.0	5.0	0.0	1.0	1.8	1.0	6.0	0.0	7.3	6.3	0.0	1.0	0.0	4.6
	Anemocóricas	21.7	19.0	1.5	4.7	2.0	1.9	43.6	12.8	140.6	74.8	58.8	28.4	174.5	6.1	2.0	39.8
Biomassa/forófito	Espécies dominantes	3.2	3.4	1.0	1.3	1.0	1.2	3.8	3.0	7.0	3.2	3.3	3.3	10.0	2.3	1.0	3.2
	Espécies não dominantes	2.0	7.0	0.0	3.0	0.0	2.0	4.6	1.7	2.0	0.0	4.1	2.6	6.0	1.0	0.0	3.1
	Ornitófilas	1.9	4.8	1.0	1.3	0.0	1.0	5.0	2.1	2.5	3.0	3.9	2.4	6.5	2.1	1.0	2.4
	Entomófilas	3.0	4.0	1.0	1.9	1.0	1.1	4.5	2.2	4.7	2.0	2.7	3.2	6.5	2.0	1.0	2.8
	Zoocóricas	1.8	6.0	0.0	4.3	0.0	3.0	2.0	1.0	1.7	0.0	3.9	2.5	0.0	1.0	0.0	2.8
	Anemocóricas	4.0	5.0	1.0	1.4	1.0	1.2	5.2	3.1	7.0	3.2	3.9	4.0	13.0	2.3	1.0	3.5
Riqueza	Espécies dominantes	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Espécies não dominantes	5	4	0	4	0	2	5	5	3	0	5	4	2	1	0	14
	Ornitófilas	2	4	1	3	0	2	1	2	2	1	4	3	2	1	1	6
	Entomófilas	5	2	1	3	2	2	6	5	2	1	2	2	2	2	1	8
	Zoocóricas	2	2	0	2	0	1	1	1	2	0	3	1	0	1	0	4
	Anemocóricas	5	4	2	4	1	3	6	6	3	2	4	4	4	2	2	11



APÊNDICE G - Similaridade florística entre comunidades de epífitas vasculares nas 15 pastagens estudadas. Baseada na análise de escalonamento não métrico (NMDS) utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis para (A) abundância, (B) biomassa e (C) presença/ausência.





APÊNDICE H - Gráficos mostrando o efeito de métricas de paisagem e as escalas sobre a resposta das comunidades de epífitas vasculares. Apenas relações validadas por modelos lineares generalizados (GLM's). Os círculos representam as 15 diferentes pastagens estudadas. RUT=Riqueza de usos da terra.