

EDYLA RIBEIRO DE ANDRADE

**EFEITO DA REDUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NA DIVERSIDADE DE
RUBIACEAE DE SUB-BOSQUE NO SUL DA BAHIA, BRASIL**

ILHÉUS
2013



PPG Ecologia da Conservação



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DA BIODIVERSIDADE

EDYLA RIBEIRO DE ANDRADE

EFEITO DA REDUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NA DIVERSIDADE DE
RUBIACEAE DE SUB-BOSQUE NO SUL DA BAHIA, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Eliana Cazetta

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Daniela C. Talora

ILHÉUS
2013

A553 Andrade, Edyla Ribeiro de
 Efeito da redução da cobertura florestal na diversidade
 de Rubiaceae de sub-bosque no sul da Bahia, Brasil /
 Edyla Ribeiro de Andrade. – Ilhéus, BA: UESC, 2013.
 44 f.: il.

 Orientador: Eliana Cazetta.

 Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de
 Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
 Conservação da Biodiversidade.

 Inclui referências.

 Inclui apêndice.

 1. Rubiácea – Bahia. 2. Rubiácea – Habitat. 3. Recursos
 naturais – Conservação. 4. Diversidade das plantas –
 Conservação. I. Título.

CDD 583.5

*“Se avexe não
Toda caminhada começa
No primeiro passo
A natureza não tem pressa
Segue seu compasso
Inexoravelmente chega lá
Se avexe não
Observe quem vai subindo a ladeira
Seja princesa ou seja lavadeira
Pra ir mais alto vai ter que suar”*

A natureza das coisas – Flávio José

AGRADECIMENTOS

Inicialmente e incondicionalmente gostaria de agradecer à Deus, por me dar forças para continuar persistindo mesmo diante de tantas dificuldades;

Aos meus pais por todo apoio. À minha querida mãe, que me deu carinho e amor desde que eu vim ao mundo, a quem muito agradeço e quem nunca esquecerei. Trarei sempre em meu coração as lembranças e tentarei sempre ser motivo de seu orgulho aonde quer que esteja. Ao meu pai, que esteve comigo em toda a caminhada nessa etapa, torcendo e me apoiando em cada dificuldade;

À minha orientadora Eliana, pelos ensinamentos, apoio, estímulo, pela compreensão diante de meus problemas e principalmente por ter sido muito mais que uma orientadora, por ter me dado em momentos cruciais palavras de uma amiga e carinho de uma mãe;

À minha co-orientadora Daniela, pelo incentivo e carinho diante de momentos difíceis, por estar sempre com aquele grande sorriso;

À minha irmã Erika, pela torcida mesmo de longe, sei que sempre será por mim e eu sempre serei por ela. À minha irmã Carmélia e minhas queridas sobrinhas, as quais me dão sempre motivos para sorrir;

À Felipe pelo incentivo, palavras de apoio e por todo carinho ao longo de minha caminhada;

À minha amiga Priscila Ribeiro, pelo companheirismo em tantos momentos, por me ajudar tanto no árduo trabalho de campo, pelas risadas, por aguentar minhas lágrimas e desabafos em momentos difíceis;

À Tâmiris, por compartilhar tantos momentos comigo, vivemos juntas muitas das etapas desse trabalho, fomos companheiras de angústias, mudanças no projeto, aventuras em campo, risadas e principalmente aprendizagem;

Ao Prof. Dr. Jomar Jardim, por aceitar essa parceria, pela disponibilidade e ajuda na identificação das plantas. À Alessandra Jardim, pelo carinho e auxílio;

Ao Prof. Luiz Alberto, curador do Herbário da UESC, por disponibilizar a utilização do espaço para identificação e armazenamento de coleta. E também aos técnicos, Alba, Gerson e Roney, pela simpatia e disponibilidade;

Aos meus amigos, que às vezes até de outras áreas, se disponibilizaram a me ajudar em campo (Aluane, Camila, Lucas, Rafaela, Duílio, João..); E a todos amigos que torceram e me incentivaram.

Às amigas Jamille, Roberta e Virgínia que sempre foram companheiras de campo, discussões científicas, marimbondos, abelhas e risadas;

Aos meus colegas de sala pela troca de experiências e convivência;

A UESC pelo apoio logístico e a funcionários que tornaram a execução do trabalho mais amena, como alguns motoristas;

Aos colegas da Rede Sisbiota: Carol, Larissa, José Carlos, Josafá, Leiza, Laís, Tâmiris, Michael, João (UFBA), Daniele, Diego e demais por compartilharmos campos, discussões de projeto, apoio e dicas;

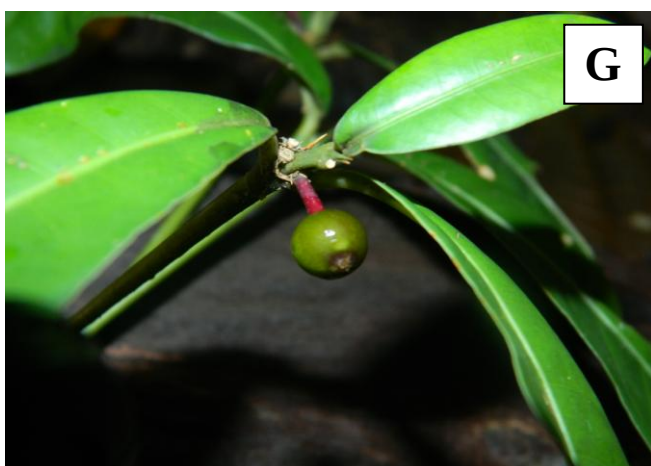
Aos coordenadores e professores da Rede Sisbiota pelo apoio no trabalho, no delineamento e por todas as discussões acerca do projeto;

Ao Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, a coordenação (Deborah e Eliana) e todos os professores pela contribuição e colaboração em meu amadurecimento. À Iky, que com sua simpatia, sempre se mostrou disposta a ajudar;

À FAPESB, pela concessão da bolsa de Mestrado;

Ao CNPQ pelo apoio financeiro ao Projeto Rede Sisbiota.

Agradeço, por fim, a todos que acreditaram em mim e contribuíram de alguma forma para que fosse possível a concretização dessa etapa.



LEGENDAS DA PRANCHA

- A- Indivíduo de *Psychotria bahiensis* DC. no interior de uma das paisagens de estudo no Sul da Bahia, Brasil.
- B- Inflorescência de *Palicourea* sp.nov.
- C- Detalhe da flor de *Rudgea* sp2.
- D- Inflorescência com flores em antese e botões florais de *Margaritopsis chaenotricha* (DC.) C.M. Taylor
- E- Fruto maduro de *Coussarea graciliflora* (Mart.) Benth. & Hook.f.
- F- Detalhe da estípula interpeciolar de *Faramea nocturna* J.G. Jardim & Zappi
- G- Fruto imaturo de *Faramea axilliflora* DC.
- H- Fruto de *Faramea coerulea* (Nees & Mart.) DC.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** - Representação das quadrículas de acordo com o gradiente de cobertura florestal (9 a 71%). Os pontos pretos representam a localização das quadrículas na paisagem do sul da Bahia, Brasil..... 14
- Figura 2** – Esquema da subdivisão da parcela para coleta da imagem hemisférica usada para obter a abertura de dossel. Cada parcela foi subdividida em 10 sub-parcelas de 20m² (representadas pelos círculos). O ponto central de cada círculo representa a posição da fotografia. A faixa central (área que não foi circulada) foi descartada para evitar sobreposição de imagem. 15
- Figura 3** – A: Relação entre as áreas com os diferentes percentuais de cobertura de florestal e a abertura de dossel na paisagem do sul da Bahia, Brasil. B: Relação entre a abertura de dossel e o número de espécies encontrado em cada uma das áreas de estudo..... 19
- Figura 4** – A: Número de espécies e ocorrência entre as áreas estudadas (quadrículas de 9 a 71%). B: Quantidade de espécies exclusivas em cada área com os diferentes percentuais de cobertura vegetal localizados no sul da Bahia, Brasil..... 20
- Figura 5** - Ranque-abundância das nove áreas amostradas com os diferentes percentuais de cobertura vegetal no sul da Bahia, Brasil. Para cada área, foi feito o ranqueamento da abundância relativa das espécies (Pi). Evidenciados no gráfico, temos nomeadas as duas espécies com maiores valores de abundância na respectiva área..... 22
- Figura 6** - Perfil de diversidade utilizando a série de Rényi representando a comunidade de Rubiaceae em nove áreas com diferentes percentuais de cobertura florestal em paisagem do sul da Bahia, Brasil..... 23
- Figura 7** - Similaridade de Bray-Curtis para as áreas com diferentes porcentagens de cobertura florestal no sul da Bahia, Brasil. Os valores foram gerados com aleatorização de 10000 vezes. 24
- Figura 8** - A: Relação linear entre o gradiente de cobertura florestal e o número de espécies; B: Relação linear entre o gradiente de cobertura florestal e o número de gêneros; C: Relação linear entre o gradiente de cobertura florestal e a abundância de Rubiaceae de sub-bosque na paisagem do sul da Bahia, Brasil..... 25
- Tabela 01**- Valores de percentual de cobertura florestal, número de gêneros, espécies e abundância total em cada uma das nove áreas amostradas no sul da Bahia, Brasil..... 19
- Tabela 02**- Valores de percentual de cobertura vegetal e índices de diversidade filogenética das áreas amostradas na paisagem de estudo do sul da Bahia, Brasil. Como índices temos a entropia filogenética (Hp), diversidade taxonômica (Δ) e distinção taxonômica (Δ^*)..... 26
- Apêndice 01**- Árvore filogenética baseada na hierarquia taxonômica das espécies de Rubiaceae de sub-bosque encontradas na região de estudo no Sul da Bahia, Brasil. 42

Apêndice 02 - Lista das espécies de Rubiaceae encontradas e identificadas em paisagens do Sul da Bahia, Brasil. Apresentando a quadrícula (percentual de cobertura florestal de cada paisagem) aonde foram encontradas essas espécies.....	43
---	----

SUMÁRIO

RESUMO	1
INTRODUÇÃO GERAL	2
PERDA DE HÁBITAT.....	2
RUBIACEAE.....	3
DIVERSIDADE FILOGENÉTICA.....	5
RESUMO	8
INTRODUÇÃO	9
METODOLOGIA	11
ABERTURA DE DOSSEL.....	15
COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE RUBIACEAE NO SUB-BOSQUE.....	16
ANÁLISE DE DADOS.....	16
Abertura de dossel x cobertura florestal.....	16
Análise da diversidade de Rubiaceae x cobertura florestal.....	17
Índices de diversidade taxonômica e filogenética x cobertura florestal.....	17
RESULTADOS	18
ABERTURA DE DOSSEL.....	18
DIVERSIDADE DE RUBIACEAE ARBUSTIVA.....	19
DIVERSIDADE FILOGENÉTICA.....	25
DISCUSSÃO	26
CONCLUSÕES	30
REFERÊNCIAS	32
APÊNDICE	42

RESUMO

A redução na cobertura vegetal proveniente de processos antrópicos é cada vez mais comum, resultando na diminuição da biodiversidade e em uma paisagem altamente fragmentada. Essa perda de habitat também compromete processos ecológicos cruciais à manutenção do ecossistema, traz consequências relevantes à fauna, ao recrutamento de muitas espécies vegetais além das alterações microclimáticas, o que gera impacto significativo sobre o sub-bosque. Neste estrato, uma das famílias que se destacam em termos de representatividade é a Rubiaceae. Esta é considerada uma das melhores famílias para ser usada em estudos ecológicos, devido à grande diversidade de espécies e por ter representantes na maioria dos biomas e estratos florestais. Essas características fazem desta família um dos mais importantes componentes da vegetação tropical. Dessa forma, esse estudo teve como objetivo avaliar o efeito da redução da cobertura vegetal da paisagem na abertura de dossel, diversidade de espécies e diversidade filogenética de Rubiaceae de sub-bosque. Nesse trabalho foram selecionadas nove paisagens de Floresta Atlântica no sul da Bahia, com diferentes porcentagens de cobertura florestal (9%, 15%, 24%, 29%, 35%, 41%, 47%, 60% e 71%), e instaladas, em cada área, uma parcela de 50 x 100m, onde todos os indivíduos arbustivos da família Rubiaceae foram marcados e identificados. Foram realizadas regressões lineares entre o gradiente de cobertura florestal e abertura de dossel, abundância, número de gêneros e riqueza. Os índices de diversidade taxonômica (Δ), distinção taxonômica (Δ^*) e entropia filogenética (H_p) foram calculados, baseados na hierarquia taxonômica, para avaliar a diversidade filogenética. O gradiente de cobertura vegetal acarretou em uma relação linear inversamente proporcional à abertura de dossel. Além disso, foi possível constatar uma perda linear da diversidade com a redução do percentual de cobertura vegetal na paisagem, com uma perda significativa em termos de número de indivíduos, gêneros e espécies. No entanto, não foi constatada redução na diversidade filogenética. Dessa forma, com a redução florestal,

indivíduos e espécies de Rubiaceae arbustiva estão sendo perdidos, mas não de modo a excluir grupos aparentados inteiros, não havendo perda de diversidade filogenética.

INTRODUÇÃO GERAL

Perda de Hábitat

A região da Mata Atlântica na América do Sul lidera a estatística mundial de perda de habitat, com mais de 93% da área original de mata já perdida (Galindo-Leal & Câmara 2005). Estima-se que no Brasil existem apenas 11,4% a 16,0% de remanescentes florestais de Mata Atlântica, incluindo áreas de floresta secundária e pequenos fragmentos e na Bahia, cerca de 17,7% (Ribeiro *et al.* 2009). Em grande parte, essa destruição é devido ao acelerado crescimento populacional e o consequente aumento das ações antrópicas nocivas ao meio ambiente. Ações humanas causam diretamente a perda de biodiversidade, tanto reduzindo populações de espécies nativas como alterando ou eliminando seus habitats (Galindo-Leal *et al.* 2005).

A redução de habitat é a ameaça principal à biodiversidade, especialmente em um ecossistema com um grande número de espécies endêmicas, como a Mata Atlântica (Tabarelli *et al.* 2005). Muitas dessas espécies já ocuparam extensas áreas de distribuição geográfica ao longo da costa e acabaram tornando-se ameaçadas no plano global, como resultado da exploração e redução de seus habitats em toda sua área de distribuição (Tabarelli *et al.* 2005). A perda de habitat nas florestas tropicais desencadeia uma série de alterações. Os habitats florestais remanescentes estão sendo drasticamente transformados por uma série de processos frequentemente relacionados, envolvendo fragmentação, caça, queimadas e extração de produtos florestais (Tabarelli *et al.* 2005). Isto aumenta cada vez mais o impacto sobre a biodiversidade, causando extinções locais, regionais e até mesmo globais.

A perda de habitat é entendida como a redução de habitat florestado disponível na paisagem e em geral, está associado ao processo de fragmentação. A fragmentação de habitats é

usualmente definida como um processo em escala de paisagem que envolve perda e quebra de habitat (Fahrig 2003). Fragmentação é o processo de separar o todo em partes e ao partir geralmente ocorre também a redução desse “todo” (Cerqueira *et al.* 2003). Desta forma, a fragmentação e perda de habitat tendem a ocorrer simultaneamente na natureza, e portanto tem seus efeitos em geral, relacionados.

A fragmentação e perda de habitat trazem processos como isolamento de áreas, alterações microclimáticas e efeito de borda que influenciam diretamente na diversidade de espécies presentes na área, afetando também as interações ecológicas (Scariot *et al.* 2003). Diversos grupos são afetados pela fragmentação e perda de habitat, como mamíferos (Pardini 2004), aves (Andrén 1994; Herkert 1994), anfíbios (Cushman 2006), plantas (Benítez-Malvido & Martínez-Ramos 2003), além de processos como frugivoria (Galetti *et al.* 2003), dispersão de sementes (Markl *et al.* 2012; Cordeiro & Howe 2003), predação de sementes (Garcia & Chacoff 2007) e polinização (Garcia & Chacoff 2007).

Fahrig (2013) propõe que as métricas tamanho da mancha e isolamento podem ser substituídas por uma única variável de previsão, a quantidade de habitat na paisagem. Essa hipótese, conhecida como “hipótese da quantidade de habitat”, prevê que a riqueza de espécies em sítios de amostragem de igual tamanho, deve aumentar com a quantidade total de habitat na paisagem local da amostra. Dessa forma, estudos em nível de paisagens são muito importantes, tendo em vista que as manchas de habitat são partes de uma paisagem em mosaico e a presença de uma espécie na mancha pode ser em função não somente do tamanho e isolamento da mesma, mas também do habitat nas proximidades (Andrén 1994).

Rubiaceae

A família Rubiaceae está entre as mais abundantes das Angiospermas, ocupando o quarto lugar em número de espécies (Chiquieri *et al.* 2004). Esta família é composta por cerca de

13.100 espécies em todo o mundo distribuídas em 61 gêneros (Govaerts *et al.* 2007). No Brasil, de acordo com Souza & Lorenzi (2008) ocorrem ca. 120 gêneros e 2.000 espécies de Rubiaceae, sendo considerada uma das principais famílias da flora. Segundo Barroso *et al.* (1991), suas espécies estão distribuídas por diversas formações vegetacionais do território brasileiro, sendo registradas principalmente no domínio atlântico.

Em relação à distribuição das rubiáceas por todo o mundo, essa família, em sua maior parte, é própria das regiões mais quentes, principalmente dos trópicos. Mais de 75% de todas as espécies crescem nessas regiões (Chiquieri *et al.* 2004). Devido à sua abundância, diversidade e presença em todas as camadas de vegetação, Rubiaceae é considerada um importante *taxa* para estudos ecológicos em regiões tropicais, em termos de composição florística, comparação entre a composição florística da vegetação tropical do mundo, observação e comparação dos diferentes estratos vegetacionais (ervas, arbustos, árvores, cipós), comparação de diferentes habitats (caatinga, restinga, campos abertos, florestas, etc.) e é particularmente importante na camada do sub-bosque das florestas tropicais (Delprete & Jardim 2012).

Os representantes dessa família são em geral, facilmente reconhecidos em campo por exibirem folhas geralmente opostas e presença de estípulas interpeciolares (Taylor *et al.* 2007). Além disso, apresentam folhas simples, inteiras, decussadas ou às vezes dísticas, geralmente pecioladas, glabras ou pubescentes, com margem do limbo inteira (nunca dentada), ocasionalmente com domácias pequenas nas axilas abaxiais das nervuras laterais; nervação terciária às vezes paralela (Delprete & Jardim 2012; Taylor *et al.* 2007). Suas flores são comumente actinomorfas, raramente zigomorfas, com corola gamopétala e ovário ínfero (Delprete & Jardim 2012). Frutos bagáceos, drupáceos ou capsulares, simples ou raramente sincárpicos, carnosos ou secos, deiscentes ou não (Taylor *et al.* 2007).

A grande variação nas formas, tamanhos e cores das flores atrai um grande número de polinizadores para a família, sendo que a polinização pelo vento não ocorre na região

Neotropical. Os frutos carnosos também variam nas cores e tamanhos, sendo dispersos por aves, morcegos ou ainda por pequenos mamíferos (Taylor *et al.* 2007). A maioria das espécies de Rubiaceae são árvores de pequeno porte ou arbustos muito freqüentes no sub-bosque (Taylor *et al.* 2007).

Diversidade filogenética

A diversidade filogenética é uma medida da diversidade de uma comunidade que incorpora as relações filogenéticas das espécies (Magurran 2004). A premissa principal dessa medida é que a diversidade é maior em uma comunidade em que as espécies são filogeneticamente mais distintas (Cianciaruso *et al.* 2009). Uma comunidade em que as espécies estão distribuídas em muitos gêneros deve apresentar uma diversidade filogenética maior que uma comunidade em que a maioria das espécies pertence a um mesmo gênero (Magurran 2004).

Ao resumir um conjunto de dados de uma comunidade em um índice, existe uma inevitável perda de informação, assim, alguns índices tradicionais de diversidade mais escondem do que revelam (Cianciaruso *et al.* 2009). Como exemplo, Cianciaruso *et al.* (2009), relatam que em uma dada comunidade em que as espécies pertencem a gêneros distintos, ao ser substituída por alguma alteração ambiental, por outra com o mesmo número de espécies e distribuição de abundâncias mas com todas pertencendo a um mesmo gênero, os índices tradicionais de diversidade não detectarão diferença alguma. No entanto, esse efeito seria facilmente detectado por índices que incorporam relações de parentesco (filogenia).

A melhor medida da relação filogenética de duas espécies é a idade do evento de especiação sofrido pelo mais recente ancestral em comum (Harvey & Pagel 1991). No entanto, a obtenção dessa informação só é possível com o sequenciamento de todas as espécies, o que muitas vezes é impraticável (Cianciaruso *et al.* 2009). Cladogramas detalhados e totalmente resolvidos não estão disponíveis para a maioria dos grupos de organismos, e uma abordagem

amplamente aceita e utilizada é a classificação hierárquica Linneana (Warwick & Clarke 1995). Ou seja, o método alternativo mais simples é considerar a topologia de uma filogenia (Cianciaruso *et al.* 2009).

A topologia, nesse caso, seria a utilização de formas geométricas das filogenias baseadas nas classificações taxonômicas, para inferir o grau de parentesco entre duas espécies, considerando o número de nós ou ligações que as separam (Webb 2000, Ricotta 2004). No entanto, uma abordagem topológica não leva em conta a abundância relativa de espécies, desta forma uma amostra consistindo de cinco espécies, todas de diferentes filos, teria a mesma topologia de uma amostra com cinco espécies, todas do mesmo gênero (Warwick & Clarke 1995). Para uma medida ecologicamente significativa da distinção taxonômica em uma assembléia natural dos organismos, ou em uma amostra, a informação sobre o número de indivíduos deve claramente ser utilizado, como em alguns índices (Warwick & Clarke 1995).

Duas medidas bem utilizadas baseadas em distâncias topológicas são a distinção taxonômica (Δ^* , taxonomic distinctness) e a diversidade taxonômica (Δ , taxonomic diversity; Warwick & Clarke 1995, Clarke & Warwick 1998). Essas medidas têm como vantagem a característica da robustez em relação a diferenças na amostragem, sendo uma extensão natural do índice de Simpson incorporando relações de parentesco (Magurran 2004).

O índice de diversidade taxonômica (Δ) pode ser definido como a média da distância taxonômica entre quaisquer dois indivíduos escolhidos ao acaso na amostra (podendo pertencer à mesma espécie) (Magurran 2004; Clarke & Warwick 1998). Essa distância pode ser entendida como o número de nós que conecta dois organismos, traçados através de uma classificação hierárquica de todo o conjunto de espécies envolvidas (Clarke & Warwick 1998).

O outro índice, distinção taxonômica (Δ^*) é medido pela distância entre dois indivíduos escolhidos ao acaso, mas que pertençam a espécies diferentes (Clarke & Warwick 1998). Essa é uma modificação para remover o peso excessivo da abundância das espécies no cálculo da

diversidade taxonômica (Cianciaruso *et al.* 2009). O resultado é equivalente a dividir Δ pelo valor que teria se todas as espécies pertencessem ao mesmo gênero, que é uma ausência de hierarquia taxonômica (Clarke & Warwick 1998).

Mesmo com sua robustez, o índice de Simpson (e consequentemente os índices derivados dele- Δ e Δ^*), é fortemente enviesado para as espécies mais abundantes na amostra, sendo menos sensível à riqueza de espécies (Magurran 2004). Desta forma, estes índices dão um peso menor às espécies raras, que são muito importantes para a conservação das espécies nos mais diversos ecossistemas (Mouillot *et al.* 2013). Para incorporar essa característica e avaliar também as espécies raras juntamente com a relação filogenética, Allen *et al.* (2009) propuseram o índice de entropia filogenética (H_p – *Phylogenetic entropy*) partindo de uma modificação do índice de Shannon.

O índice de entropia filogenética apresenta valores maiores em comunidades nas quais as espécies altamente distintas são mais abundantes, mas reduz com a diminuição de qualquer proporção de espécies (Allen *et al.* 2009). Desta forma, esse índice aumenta com a alta abundância de espécies filogeneticamente distintas, no entanto reduz caso haja perda de espécies, mesmo estas sendo raras. A entropia filogenética generaliza o índice de Shannon para refletir a prioridade de preservar espécies altamente distintas, fazendo deste, um índice atraente para estudos de diversidade em que ambos os dados, filogenéticos e de abundância, são relevantes e estão disponíveis (Allen *et al.* 2009).

EFEITO DA REDUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NA DIVERSIDADE DE RUBIACEAE DE SUB-BOSQUE NO SUL DA BAHIA, BRASIL

Andrade, E. R ; Talora, D. C. & Cazetta, E.

RESUMO

A redução na cobertura vegetal proveniente de processos antrópicos é cada vez mais comum, resultando na diminuição da biodiversidade e em uma paisagem altamente fragmentada. Essa perda de habitat também compromete processos ecológicos cruciais à manutenção do ecossistema, além das alterações microclimáticas, o que gera impacto significativo sobre o sub-bosque. Neste estrato, uma das famílias que se destacam em termos de representatividade é a Rubiaceae. Esta é considerada uma das melhores famílias para ser usada em estudos ecológicos, devido à grande diversidade de espécies e por ter representantes na maioria dos biomas e estratos florestais. Dessa forma, esse estudo teve como objetivo avaliar o efeito da redução da cobertura vegetal da paisagem na abertura de dossel, diversidade de espécies e diversidade filogenética de Rubiaceae de sub-bosque. Foram selecionadas nove paisagens de Floresta Atlântica no sul da Bahia, com diferentes porcentagens de cobertura florestal (9%, 15%, 24%, 29%, 35%, 41%, 47%, 60% e 71%), e instaladas, em cada área, uma parcela de 50 x 100m, onde todos os indivíduos arbustivos da família Rubiaceae foram marcados e identificados. O gradiente de cobertura vegetal acarretou em uma relação linear inversamente proporcional à abertura de dossel. Além disso, foi possível constatar uma perda linear da diversidade com a redução do percentual de cobertura vegetal na paisagem, com uma perda significativa em termos de número de indivíduos, gêneros e espécies. No entanto, não foi constatada redução na diversidade filogenética. Dessa forma, com a redução florestal, indivíduos e espécies de Rubiaceae arbustiva estão sendo perdidos, mas não de modo a excluir grupos aparentados inteiros, não havendo perda de diversidade filogenética.

INTRODUÇÃO

A conservação da Mata Atlântica é considerada prioritária para a manutenção da diversidade biológica. Esse reconhecimento se deve principalmente a alta riqueza de espécies, aliada a significativos níveis de endemismo (Cordeiro 1999) e ao elevado grau de fragmentação de seus ambientes. O processo global de fragmentação de habitats é possivelmente a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente (Fernandez 1997). Muitos ambientes naturais, que eram quase contínuos foram transformados em uma paisagem em mosaico formada por manchas isoladas do habitat original (ilhas de habitat) circundadas por áreas transformadas de várias formas (Fernandez 1997). A fragmentação de habitats é usualmente definida como um processo em escala de paisagem que envolve perda e quebra de habitat (Fahrig 2003). Desta forma, os efeitos da fragmentação e perda de habitat estão, em geral, relacionados.

Com a redução da área de habitat disponível, a riqueza de espécies diminui, embora nem sempre linearmente (Rosenzweig 1995). A fragmentação florestal pode resultar na redução de habitat florestado em uma escala de paisagem. Em um estudo de meta-análise, Andrén (1994) propôs a existência de um limiar de fragmentação, no valor total de remanescentes de vegetação, abaixo do qual a conectividade da paisagem é perdida e a abundância de espécies locais e riqueza (diversidade alfa) se tornam dependentes do tamanho ou isolamento das manchas remanescentes.

Estudos de diversidade em termos de paisagem são importantes, principalmente em áreas de Floresta Atlântica e seu estado de fragmentação, tendo em vista que as manchas de habitat são partes de uma paisagem em mosaico e a presença de uma espécie na mancha pode ser em função não somente do tamanho e isolamento da mesma, mas também do habitat nas proximidades (Andrén 1994).

Além dos impactos como tamanho da mancha de habitat e isolamento, essas manchas perdem a sua estruturação de dossel. A abertura de dossel é o que determina a entrada de luz no sub-bosque (Nicotra *et al.* 1999). Dessa forma, a abertura de dossel pode influenciar a distribuição de muitas espécies, sendo um dos fatores importantes na manutenção da alta diversidade de espécies no sub-bosque (Enoki & Abi 2004; Nicotra *et al.* 1999).

Os problemas ambientais mais urgentes demandam que os cientistas prevejam os efeitos das alterações humanas (Cianciaruso *et al.* 2009). Para isso, os índices de diversidade têm se tornado pouco preditivos da estrutura e funcionamento da comunidade. A inevitável perda de informação que existe quando resumimos um grande conjunto de dados de uma comunidade faz com que alguns índices tradicionais de diversidade mais escondam do que revelem (Cianciaruso *et al.* 2009). Desta forma, medidas de diversidade que incluam informações filogenéticas e funcionais estão sendo cada vez mais utilizadas, principalmente frente às mudanças ambientais, já que estas podem fornecer informações complementares importantes para a conservação.

Em fragmentos de Floresta Atlântica, ainda são escassas informações sobre a flora do sub-bosque, devido ao maior enfoque dado ao estrato arbóreo (Kozera 2001). Assim, as espécies de sub-bosque são frequentemente negligenciadas, mesmo sendo parte integrante e apresentando funções específicas na comunidade vegetal (Poulsen & Balslev 1991). As espécies do sub-bosque contribuem substancialmente para a manutenção das populações de animais polinizadores e dispersores (Souza *et al.* 2009).

As Rubiáceas ocupam o quarto lugar entre as Angiospermas em número de espécies (Chiquieri *et al.* 2004). Além disso, nos sub-bosques, a família Rubiaceae apresenta grande expressividade (Guaratini 2008; Lima *et al.* 2012; Martini 2002; Salis *et al.* 1996; Souza *et al.* 2009) exercendo influência na estrutura da vegetação. Várias de suas espécies são fontes de recursos para animais que se alimentam de pólen, néctar e frutos (Poulin *et al.* 1999; Castro & Oliveira 2002; Lopes 2002; Melo *et al.* 2003), sendo componentes importantes para o

funcionamento destas florestas. Delprete & Jardim (2012) ressaltam que a família Rubiaceae é uma das melhores para ser usada em análises ecológicas. Eles afirmam que quando comparados com outras famílias de grande representatividade (Orchidaceae e Leguminosae), Rubiaceae seria a melhor para ser utilizada em análises ecológicas, uma vez que Orchidaceae é predominantemente herbácea, e as leguminosas são taxonomicamente menos estudadas do que as rubiáceas.

Sendo assim, o presente estudo avaliou a abertura de dossel, diversidade de espécies e a diversidade filogenética de Rubiaceae de sub-bosque em um gradiente de cobertura vegetal (8,8% a 71%) em uma escala de paisagem na região sul da Bahia, Brasil. Espera-se que as áreas com menores percentuais de cobertura tenham uma maior abertura de dossel. Além disso, com a redução de habitat, espera-se que ocorra perda de diversidade, uma vez que algumas espécies não conseguirão manter-se em uma paisagem com habitat reduzido e condições alteradas, tendo perdas em número de indivíduos e de espécies. Também é esperada uma redução da diversidade filogenética com a redução da cobertura vegetal, independente do índice utilizado (Δ , Δ^* e H_p), uma vez que grupos aparentados podem partilhar determinadas características que podem aumentar as chances de extinção de grupos inteiros em habitats perturbados.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado nas áreas selecionadas dentro do projeto SISBIOTA, financiado pelo CNPq (Rede de Pesquisa em funcionamento ecológico de paisagens florestais antrópicas/ Parceria UESC/UFPE/UNB/UFBA/Cena USP). Foi desenvolvido na paisagem localizada no entorno de dois municípios do sul da Bahia, Una e Belmonte, ambos contendo remanescentes de floresta ombrófila. Nessa paisagem, encontra-se a unidade de conservação federal REBIO-Una, criada em 1980, cujo decreto determinou uma área de 11.400ha (IBAMA/MMA 1997). Além

disso, a área inclui RPPN's, como a RPPN Nova Angélica do Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia (IESB), e outras propriedades particulares.

A paisagem em estudo é composta por diversos tipos de fisionomias incluindo remanescentes florestais maduros, florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais e, particularmente na região de Una, plantações sombreadas de cacau (cabruças) e seringa, sendo então classificada como em mosaico (Faria *et al.* 2009). Estudos anteriores revelaram que a heterogeneidade deste mosaico florestal abriga um número relevante de espécies de grande parte da fauna e flora regionais, incluindo as tipicamente florestais (Faria *et al.* 2007; Pardini 2004). Por isso, e devido à dificuldade de se mapear com precisão os diferentes componentes florestais deste mosaico a partir de imagens Landsat, neste estudo consideramos como cobertura florestal ao nível de paisagem, o somatório de todas as categorias florestais incluindo as cabruças.

A região dos municípios de Belmonte e Canavieiras, sofreu um histórico de devastação maior. Na década de 1990, houve uma grande perda de cobertura vegetal, quando áreas de Floresta Ombrófila densa foram queimadas. Houve a remoção da vegetação, passagem de maquinários, soterramento de inúmeras nascentes com intuito da expansão das áreas para pastagem seguida pela silvicultura (Nascimento *et al.* 2009).

A seleção das áreas amostradas foi realizada a partir da distribuição de um grid com 517 quadrículas de 4 x 4 km (16 km²), consideradas como paisagens, ao longo de uma faixa de remanescentes da Mata Atlântica no sul da Bahia. As imagens empregadas foram do Landsat TM, obtidas no dia 14/07/2011 nas órbitas 215/70 e 215/71. A construção dos mapas com a proporção de habitat de floresta foi obtido através de classificação manual utilizando os softwares Idrisi 16.03 e ArcGis 9.3.

Para garantir uma maior representatividade das florestas ombrófilas nas amostragens, foram excluídas quadrículas nas quais havia uma predominância de vegetação de restinga (localizadas em solo arenoso). Assim, a área que conecta os dois municípios, Belmonte e Una,

foi excluída em decorrência da predominância desse tipo de vegetação. Além disso, foram excluídas regiões montanas, como a Serra das Lontras. Algumas quadículas foram descartadas da amostragem por estarem incluídas em terras recentemente demarcadas como áreas indígenas e/ou com conflito fundiário, outras devido ao acesso precário ou inexistente. Dentre as quadículas consideradas como válidas após essa primeira triagem, foram sorteadas paisagens com diferentes porcentagens de cobertura vegetal. Essas áreas passaram por um processo de checagem e validação em campo, onde os tipos de cobertura florestal e de matriz foram mapeados, conferindo maior acurácia ao cálculo de cobertura florestal. Dentre as paisagens validadas em campo foram selecionadas nove áreas representando um gradiente de cobertura florestal (Fig. 1), sendo cinco em Una e seu entorno (71%, 60%, 47%, 41%, 35%) e quatro, mais ao sul entre as cidades de Belmonte, Canavieiras e Mascote (29%, 24%, 14%, 9%).

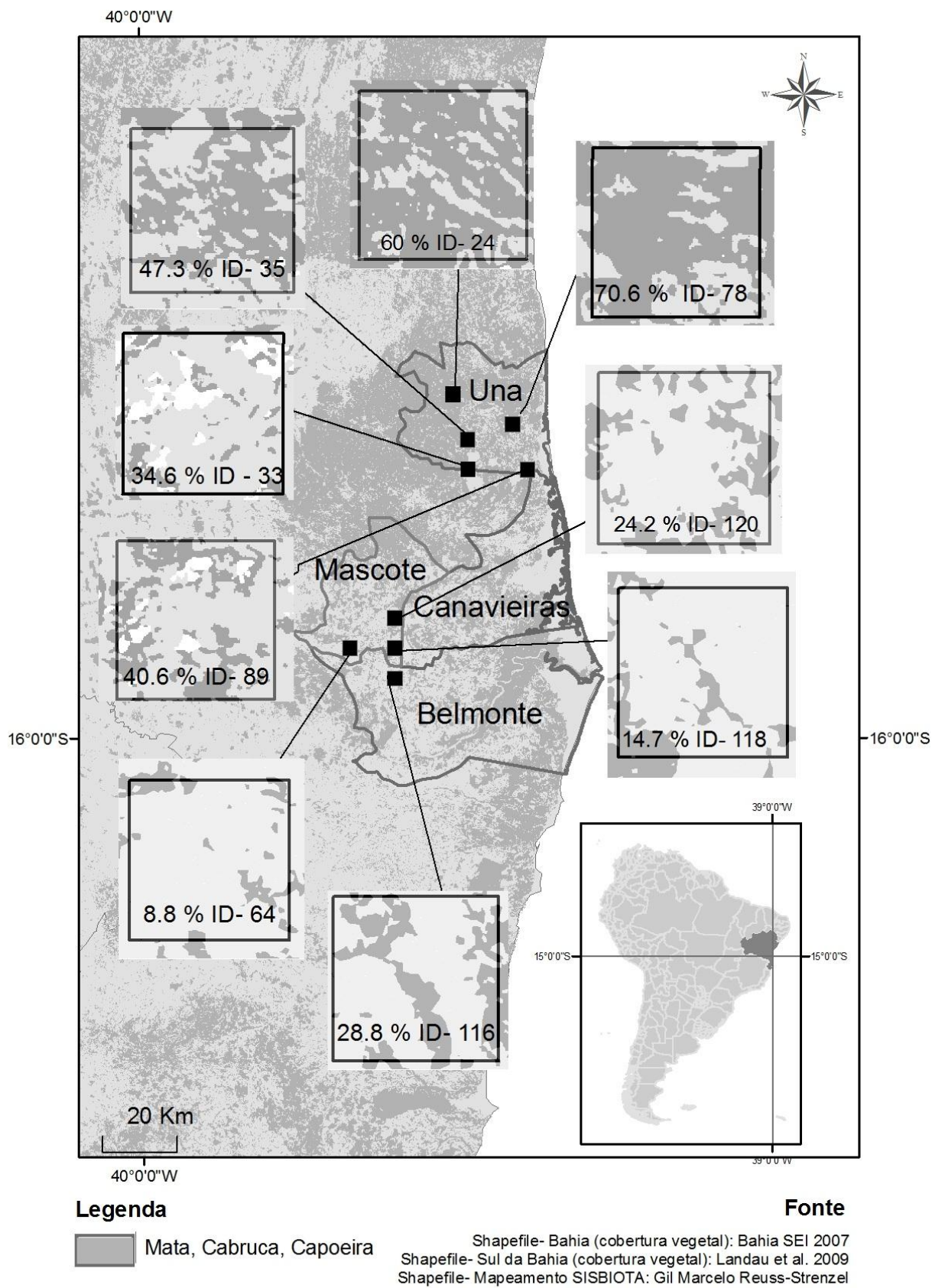


Figura 1 - Representação das quadrículas de acordo com o gradiente de cobertura florestal (9 a 71%). Os pontos

pretos representam a localização das quadrículas na paisagem do sul da Bahia, Brasil.

Abertura de dossel

Para caracterizar as quadrículas quanto à abertura de dossel, cada parcela foi subdividida em 10 partes de 20 x 20m e a área central de 10 m foi descartada devido a sobreposição entre as áreas fotografadas (Fig. 2). No ponto central de cada sub-parcela, uma fotografia hemisférica foi obtida utilizando-se uma câmera fotográfica digital Nikon “Coolpix 4300” equipada com uma lente olho-de-peixe (180°), montada sobre um tripé a 1,5 m de altura, o qual foi nivelado em relação ao solo por um nível de bolha comum. No total, obteve-se 10 fotografias de cada parcela. As fotografias foram tiradas preferencialmente em dias nublados para evitar o reflexo do sol nas folhagens (Whitmore *et al.* 1993).

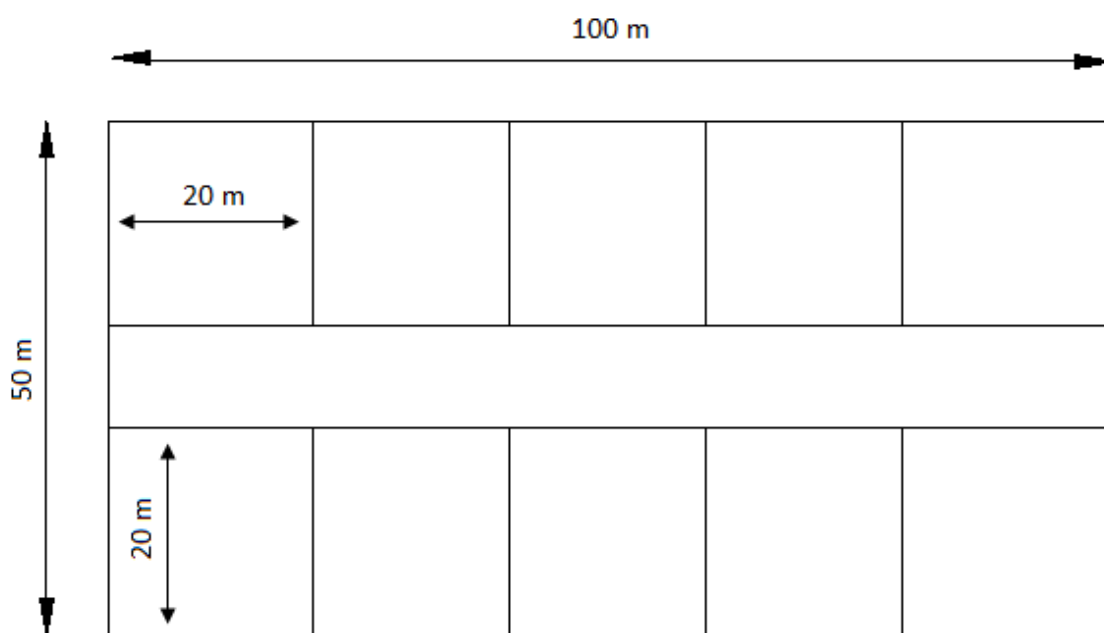


Figura 2 – Esquema da subdivisão da parcela para coleta da imagem hemisférica usada para obter a abertura de dossel. Cada parcela foi subdividida em 10 sub-parcelas de 20m² (representadas pelos quadrados). O ponto central de cada quadrado representa a posição da fotografia. A faixa central foi descartada para evitar sobreposição de imagem.

As imagens hemisféricas foram convertidas em bitmaps, que foram então analisados utilizando o software de análise de imagem especializado, nesse caso, o GLA (*Gap light analyzer*). O processamento da imagem baseia-se na transformação e classificação dos pixels da imagem em “céu” e “não-céu” e posterior contagem de pixels do correspondente à abertura do dossel (Frazer *et al.* 1999). Desta forma, foi obtido o percentual total de abertura do dossel, que expressa a luminosidade média que pode atingir o solo. Foi então calculada uma média da abertura de dossel das 10 fotografias tiradas em cada área.

Composição de espécies de Rubiaceae no sub-bosque

Em cada quadrícula, foram localizadas áreas com remanescentes florestais, sendo sorteado um sítio, onde foi instalada uma parcela de 50 x 100 m, dando-se preferência para manchas de floresta madura quando possível. Foi amostrada uma área total de 4,5 ha. Nessas parcelas, todos os indivíduos de Rubiaceae arbustivos (0,5m-4m) foram marcados e coletados para posterior identificação botânica. O material foi depositado no Herbário da Universidade Estadual de Santa Cruz (HUESC). As coletas ocorreram entre janeiro e dezembro de 2012.

Análise de dados

Abertura de dossel x cobertura florestal

Para verificar a influência da cobertura florestal na abertura de dossel, foi realizado o teste de Shapiro-Wilk para testar a normalidade dos dados, seguidos de uma regressão linear simples entre a abertura de dossel média de cada área e o percentual de cobertura florestal.

Análise da diversidade de Rubiaceae x cobertura florestal

Foi construído um dendograma de similaridade da composição de espécies entre as áreas com os diferentes percentuais de cobertura florestal. Foi utilizada para tal, a análise multivariada de Cluster, utilizando-se o coeficiente de *Bray-Curtis*, construído no software Past versão 2.15 (Hammer *et al.* 2001), com 10000 aleatorizações. No mesmo programa, foi também calculado a série de Rényi, mostrando o perfil de diversidade para cada uma das áreas. Essa análise foi realizada para comparar a diversidade entre as áreas com os diferentes índices. Já que, têm-se no perfil, os valores de diversidade de cada área para cada valor de α , que corresponde a um índice ($\alpha=0$ corresponde à riqueza; $\alpha=1$ corresponde ao índice de Shannon; para $\alpha = 2$, o valor é igual ao obtido pelo inverso do índice de Simpson ($1/D$) e para elevados valores de α , se aproxima do índice de Berger-Parker).

Para verificar o efeito da redução do percentual de cobertura vegetal na diversidade de Rubiaceae de sub-bosque, foram realizados testes de Shapiro-Wilk para testar a normalidade dos dados, seguidos de regressões lineares simples entre o percentual de cobertura e a riqueza, abundância e número de gêneros de cada área. Foi utilizada uma regressão linear simples, pois ao realizar um GAM (*Generalized additive models*), a relação entre as variáveis foi linear. O GAM é um modelo que faz estimativas através de curvas de alisamento (suavizadas), as quais permitem descrever a forma e revelar possíveis relações não lineares entre as variáveis estudadas, partindo do princípio que não apresenta a estrutura rígida de uma função paramétrica, como a GLM (*Generalized linear model*) (Hastie & Tibishirani 1986).

Índices de diversidade taxonômica e filogenética x cobertura florestal

Foram utilizados os índices de Warwick e Clarke (1995) que capturam a estrutura não somente da distribuição de abundância, mas também a relação taxonômica das espécies (Clarke e

Warwick 1998). Sendo eles, o índice de diversidade taxonômica (Δ) e o de distinção taxonômica (Δ^*), ambos calculados utilizando o software Past versão 2.15 (Hammer *et al.* 2001).

Além disso, foi calculada uma matriz de distâncias entre as espécies baseada na hierarquia taxonômica, tendo como base os níveis gêneros, tribos e sub-família. Essa matriz foi obtida utilizando o pacote Vegan do software R versão 2.15.0 (2012). Através dessa matriz foi possível obter uma árvore filogenética das espécies encontradas em todas as áreas do estudo (Apêndice 01).

A partir da árvore filogenética foi calculado o índice de diversidade descrito por Allen (Allen *et al.* 2009), denominado entropia filogenética (H_p), que generaliza de uma forma natural o índice de Shannon para incorporar o parentesco entre as espécies. Esse índice foi calculado para cada uma das nove quadrículas com os diferentes percentuais de cobertura florestal.

Para verificar a relação entre a diversidade filogenética e a cobertura florestal foram realizadas regressões lineares entre os índices de diversidade taxonômica (Δ), distinção taxonômica (Δ^*) e entropia filogenética (H_p) com o percentual de cobertura florestal.

RESULTADOS

Abertura de dossel

Os valores médios de abertura de dossel variaram de 4,88 a 11,8%. Foi encontrada uma redução linear na abertura de dossel (Fig. 3) em decorrência do aumento do percentual de cobertura florestal ($R^2=0,743$, $p < 0,001$). Ao avaliar a relação entre a abertura de dossel com o número de espécies encontrado em cada área, também foi encontrada uma relação linear significativa ($R^2=0,6094$, $p < 0,01$).

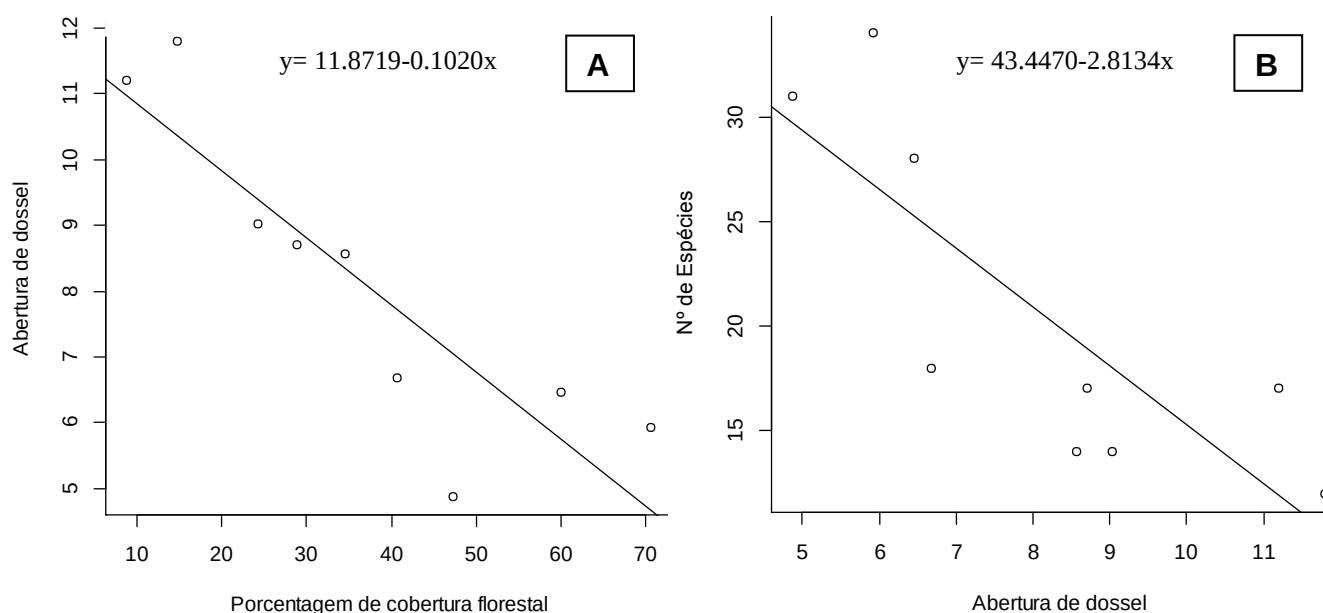


Figura 3 – A: Relação entre as áreas com os diferentes percentuais de cobertura de florestal e a abertura de dossel na paisagem do sul da Bahia, Brasil; B: Relação entre a abertura de dossel e o número de espécies encontrado em cada uma das áreas de estudo.

Diversidade de Rubiaceae arbustiva

Em todas as áreas amostradas, foram encontrados 1857 indivíduos de Rubiaceae, pertencentes a 21 gêneros e 69 espécies (Apêndice 02). O gênero com maior número de espécies foi *Psychotria* (21) seguido de *Faramea* (8). A área com maior número de espécies foi também a de maior percentual de cobertura vegetal (Tabela 01).

Tabela 01- Valores de percentual de cobertura florestal, número de gêneros, espécies e abundância total em cada uma das nove áreas amostradas no sul da Bahia, Brasil.

Percentual de cobertura	N de gêneros	N de espécies	Abundância
9%	8	17	66
15%	6	12	68
24%	8	14	37
29%	9	17	165
35%	11	14	73
41%	11	18	246
47%	15	31	229

60%	13	28	633
71%	15	34	340

A composição de espécies foi altamente variável entre as quadriculas avaliadas sendo que 23 espécies (33,3%) estavam presentes em apenas uma das quadriculas, 19 espécies (27,54%) estiveram presentes em duas quadriculas, apenas 6 espécies (8,7%) estavam presentes em 6 ou mais quadriculas (Fig. 4A) e apenas uma espécie em todas as áreas (*Psychotria platypoda*). A área com maior percentual de cobertura florestal apresentou o maior número de espécies exclusivas, ou seja, que estavam presentes apenas naquela área (Fig. 4B).

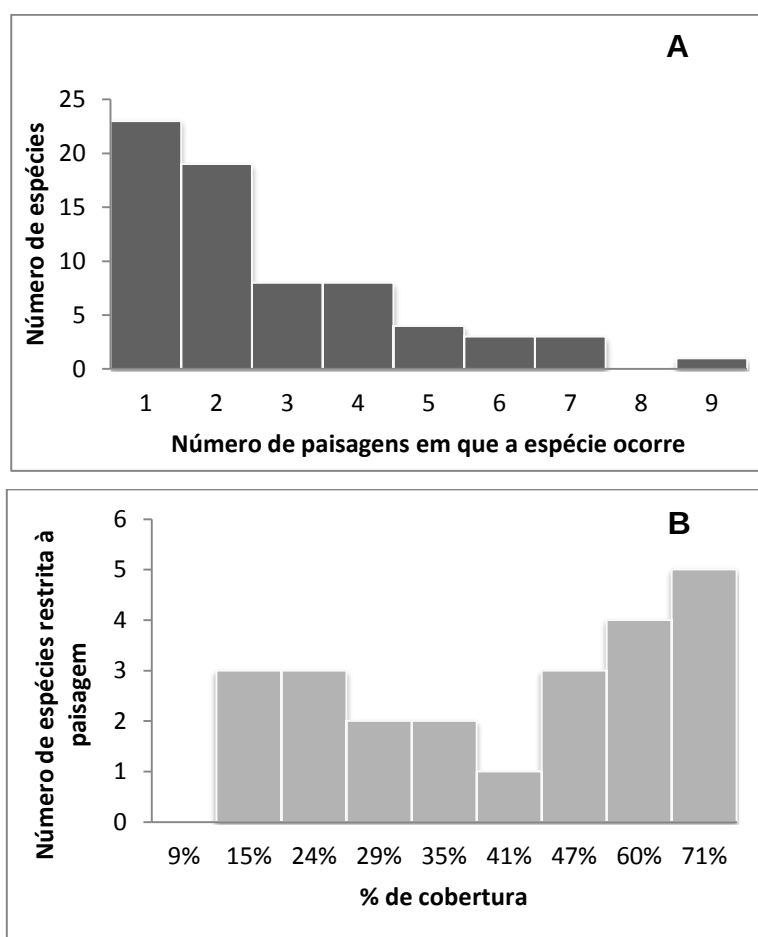
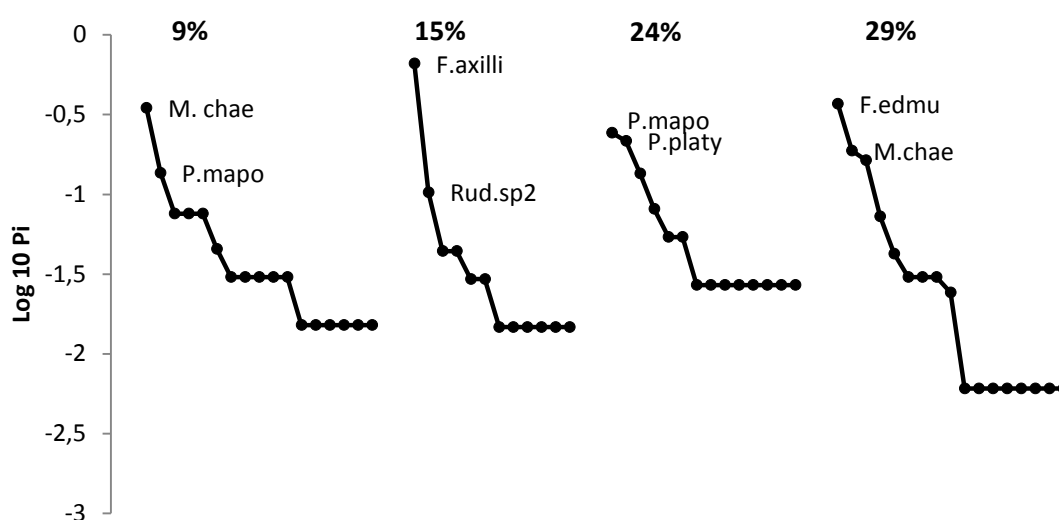


Figura 4- A: Número de espécies e ocorrência entre as áreas estudadas (quadriculas de 9 a 71%). B: Quantidade de espécies exclusivas em cada área com os diferentes percentuais de cobertura vegetal localizados no sul da Bahia, Brasil.

Ao observar a composição e abundância, no geral, as espécies tiveram distribuições bem variáveis nas áreas (Fig. 5). No entanto, pode-se notar algumas relações pontuais entre as áreas de acordo com os percentuais de cobertura florestal. *Psychotria hoffmannseggiana*, está presente em três das áreas com maiores percentuais de cobertura florestal (41%, 60% e 71%) estando entre uma das quatro espécies mais abundantes dessas áreas (Fig. 5). Por outro lado, ela é uma espécie rara nas parcelas de 24% e 15% e não foi encontrada na área com apenas 9% de cobertura florestal. Apresentando um padrão similar, *Amaioua guianensis*, foi encontrada somente nas parcelas com os quatro maiores percentuais de cobertura florestal (41%, 47%, 60% e 71%). Além de *A. guianensis*, 32 espécies estavam presentes em pelo menos uma dessas quatro áreas com os maiores percentuais de cobertura florestal e não ocorreram em nenhuma das áreas com os menores percentuais (29%, 24%, 15%, 9%). Em contraste, foram encontradas apenas 11 espécies presentes em pelo menos uma das quatro áreas com os menores percentuais de cobertura (9%, 15%, 24% e 29%) e não ocorreram nos maiores percentuais (>41%). Destas 11 espécies, quatro pertencem ao gênero mais abundante, *Psychotria*.



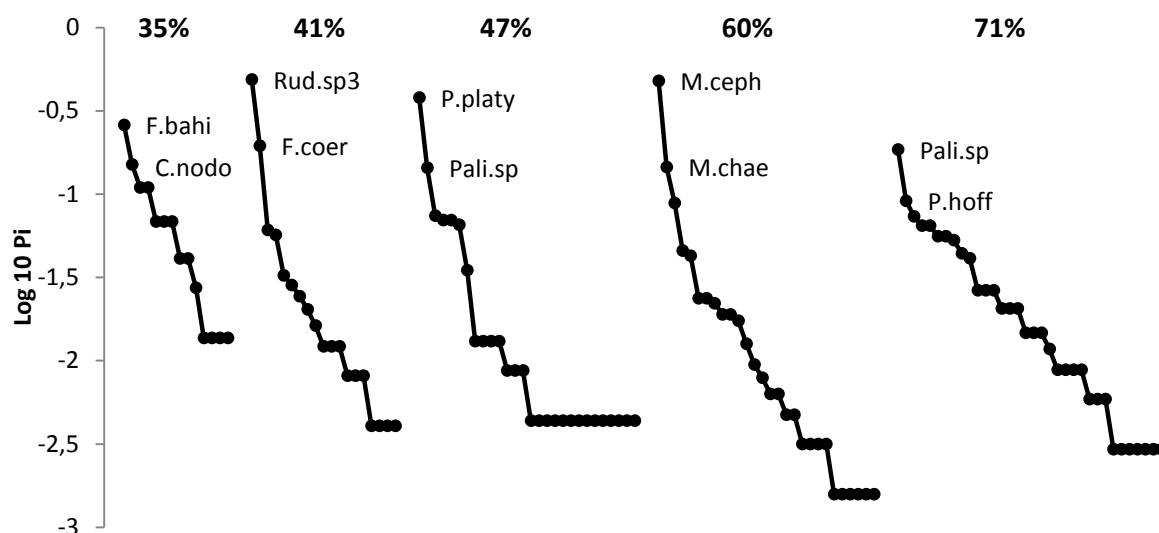


Figura 5 – Ranque-abundância das nove áreas amostradas com os diferentes percentuais de cobertura vegetal no sul da Bahia, Brasil. Para cada área, foi feito o ranqueamento da abundância relativa das espécies (P_i). Evidenciados no gráfico, temos nomeadas as duas espécies com maiores valores de abundância na respectiva área.

As áreas com alta porcentagem de cobertura florestal (71%, 60% e 47%) são as mais ricas quando avaliamos o início do perfil de diversidade ($\alpha=0$; Fig. 6), onde o valor corresponde ao número de espécies presentes naquela área (riqueza). A área com 71% de cobertura florestal é a mais diversa independente do índice de diversidade utilizado. No entanto, nota-se que nas paisagens de 60 e 47% para o índice de Shannon ($\alpha=1$) a diversidade cai, indicando que embora a riqueza seja alta, a equabilidade é baixa em ambas. A área com 15% de cobertura florestal foi a área menos diversa independente do índice de diversidade utilizado (Fig. 6). As curvas que representam as áreas de 24% e 35% foram mais suaves, com pouca queda ao longo do perfil, mostrando uma alta equabilidade. Com exceção das áreas de 71% (maior diversidade) e 15% (menor diversidade), as demais áreas apresentam variações nos valores de diversidade a depender do peso dado à espécies raras e dominantes (referente ao valor de 'alpha'), de modo que não é possível considerar uma mais diversa que a outra.

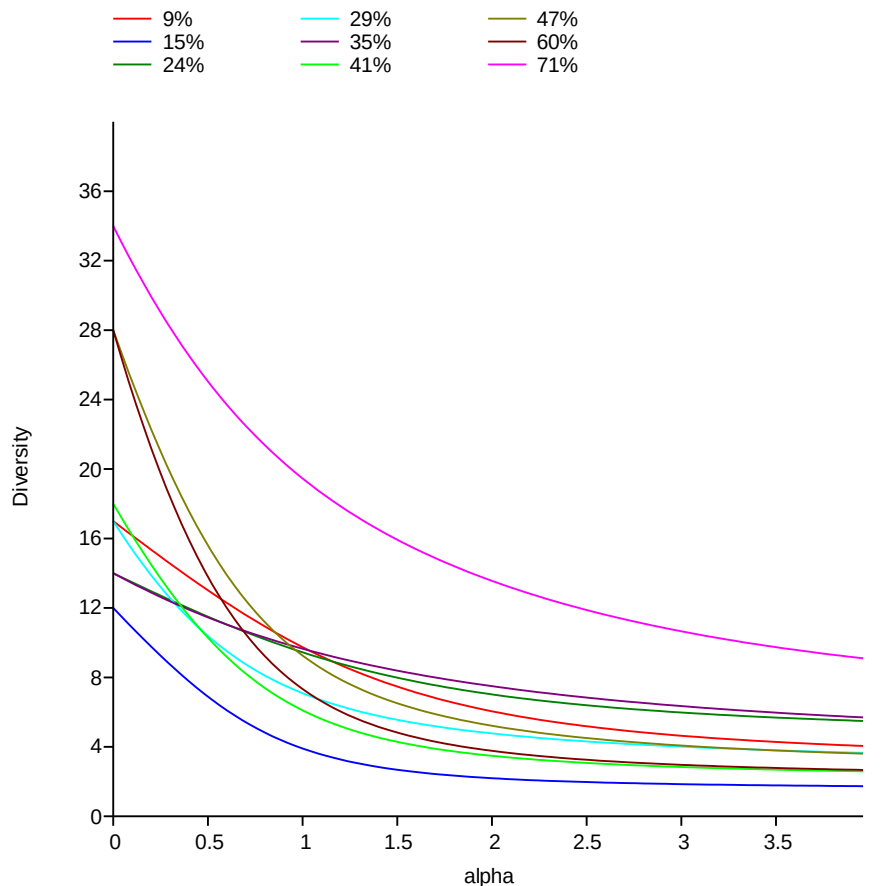


Figura 6 - Perfil de diversidade utilizando a série de Rényi representando a comunidade de Rubiaceae em nove áreas com diferentes percentuais de cobertura florestal em paisagens do sul da Bahia, Brasil.

A análise de agrupamento de similaridade na composição das espécies (levando em conta riqueza e abundância) mostrou no geral uma baixa similaridade entre as áreas. Dentro desse agrupamento, as áreas com altas porcentagens de cobertura florestal (>41%) foram separadas daquelas com baixa porcentagem de cobertura florestal (<35%), em 100% das aleatorizações. Além disso, as áreas que mostraram uma maior similaridade (aproximadamente 35% de similaridade) foram as áreas com 71% e 47% e também a área de 24% com a de 9% (Fig. 7).

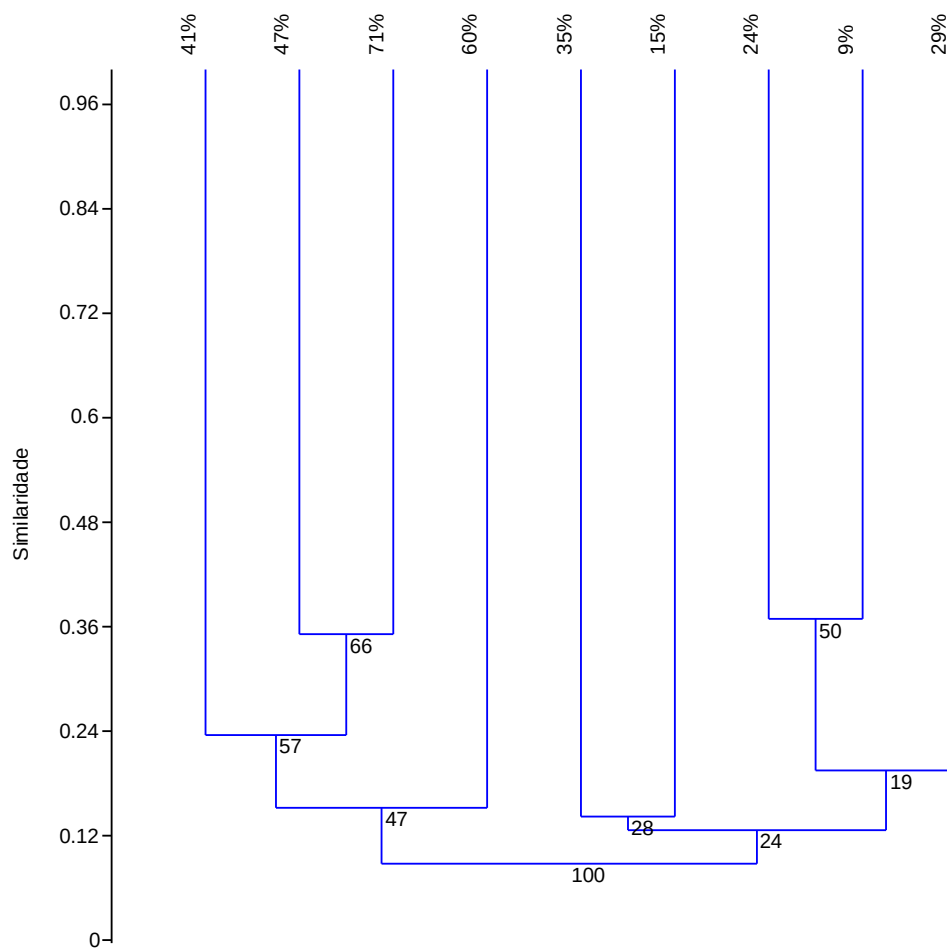


Figura 7 - Similaridade de Bray-Curtis para as áreas com diferentes porcentagens de cobertura florestal no sul da Bahia, Brasil. Os valores foram gerados com aleatorização de 10000 vezes.

A perda de cobertura florestal acarretou em uma perda linear de indivíduos ($R^2 = 0,5783$, $p < 0,01$), gêneros ($R^2 = 0,7942$, $p < 0,001$) e espécies ($R^2 = 0,6969$, $p < 0,01$) de Rubiaceae de sub-bosque (Fig. 8).

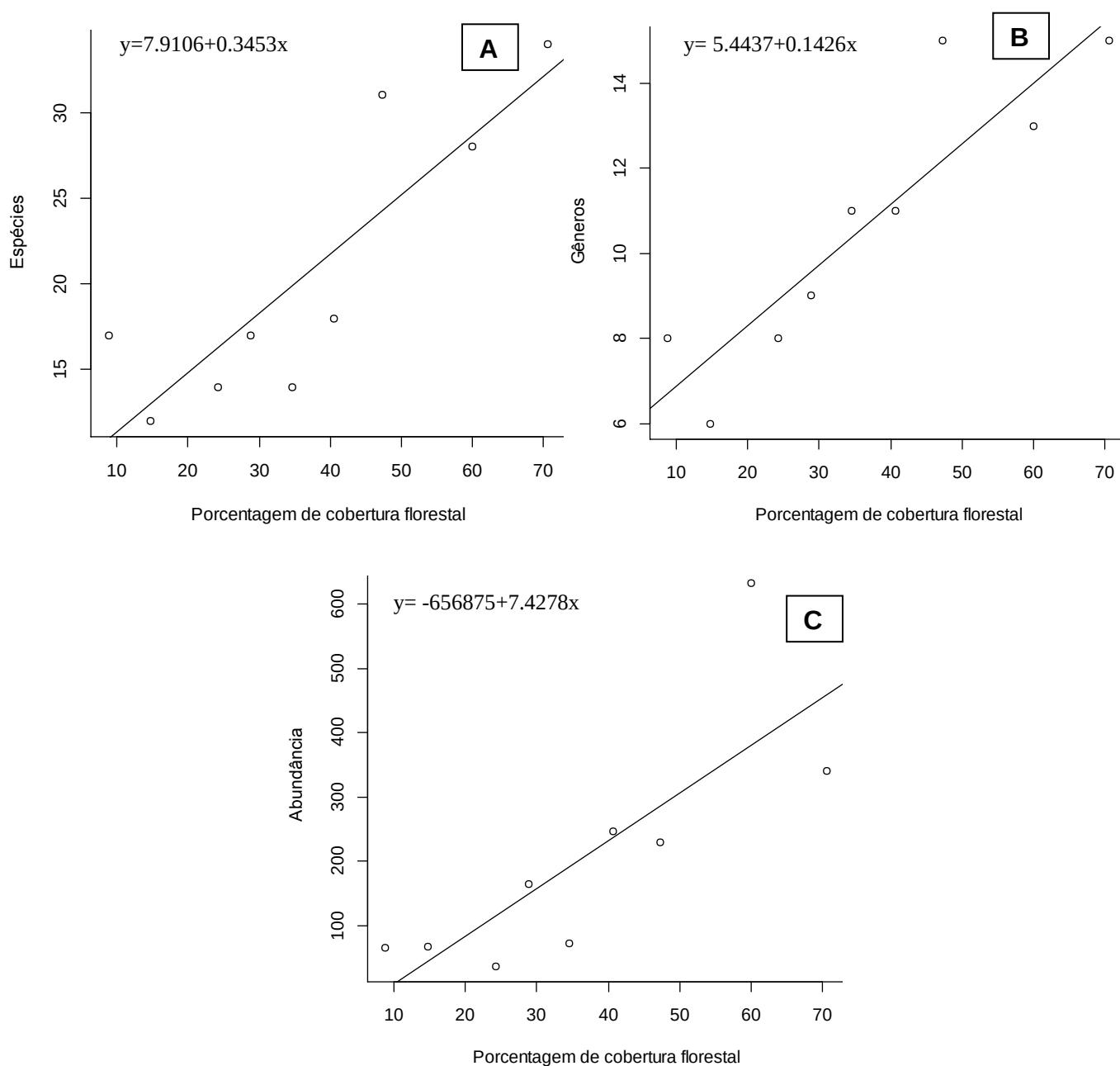


Figura 8 – A: Relação linear entre o gradiente de cobertura florestal e o número de espécies; B: Relação linear entre o gradiente de cobertura florestal e o número de gêneros; C: Relação linear entre o gradiente de cobertura florestal e a abundância de Rubiaceae de sub-bosque na paisagem do sul da Bahia, Brasil.

Diversidade filogenética

Quanto aos índices de diversidade filogenética, a área com maior percentual de cobertura florestal (71%) apresentou o maior valor do índice de Allen (entropia filogenética [Hp]) e os

valores das demais áreas apresentaram pouca variação. Da mesma forma, os índices de Clarke & Warwick também apresentaram valores próximos independentes do percentual de cobertura florestal analisado (Tabela 02). Assim, a relação entre o percentual de cobertura florestal e a entropia filogenética não foi significativa ($R^2= 0,1638$, $p= 0,2799$). Os índices de Clarke & Warwick, também não apresentaram relação significativa com o percentual de cobertura florestal, nem o índice de diversidade taxonômica (Δ) ($R^2= 0,04051$, $p= 0,6036$) e nem o índice de distinção taxonômica (Δ^*) ($R^2= 0,0008186$, $p= 0,9418$).

Tabela 02- Valores de percentual de cobertura vegetal e índices de diversidade filogenética das áreas amostradas na paisagem de estudo do sul da Bahia, Brasil. Legenda: Hp=entropia filogenética; Δ =diversidade taxonômica e Δ^* =distinção taxonômica.

Porcentual de cobertura	Hp	Δ	Δ^*
9	128.301	1.719	2.029
15	93.42146	1.108	2.004
24	98.25611	1.293	1.467
29	129.7943	2.032	2.555
35	161.1695	2.023	2.302
41	128.4619	1.559	2.178
47	104.5006	1.407	1.733
60	108.7633	1.372	1.863
71	170.0913	1.942	2.091

DISCUSSÃO

Os resultados do presente trabalho demonstram uma perda linear de diversidade de Rubiaceae de sub-bosque com a redução do percentual de cobertura vegetal na paisagem. No entanto, as extinções locais ocorreram aleatoriamente ao longo da árvore filogenética da família, indicando que a perda de gêneros e espécies com a diminuição da cobertura florestal não tem ocorrido de modo a excluir grupos aparentados inteiros.

Fahrig (2013) propõe que o número total de espécies num determinado tipo de habitat dentro de uma paisagem aumenta com a quantidade total desse habitat, independentemente dos tamanhos das manchas de habitat individuais na paisagem. Isto foi corroborado por este estudo, que encontrou redução da riqueza sem ter avaliado tamanho da mancha ou grau de isolamento, e obteve diferença significativa devido à redução na quantidade de habitat na paisagem.

Rubiaceae é uma das famílias mais importantes em termos de expressividade, inclusive no sub-bosque (Salis *et al.* 1996; Guaratini 2008; Souza *et al.* 2009; Lima *et al.* 2012). E pode ser afetada por alterações ambientais, como mostrado por Bertani (2006), que encontrou uma redução populacional de *Psychotria suterella* no sub-bosque, causada por maior grau de perturbação antrópica, menor tamanho de fragmento e maior abertura de dossel. Assim como neste estudo, que encontrou um aumento na abertura de dossel com a redução da cobertura florestal, onde se teve também uma menor diversidade de espécies de Rubiaceae arbustivas. As espécies de sub-bosque são influenciadas pela estruturação do dossel (Nicotra *et al.* 1999), e muitas vezes essa estrutura determina a sua sobrevivência, de modo que alterações no dossel como as encontradas neste estudo devem ser determinantes para a permanência ou não de algumas espécies neste estrato.

A redução na diversidade também pode ocorrer devido ao histórico de uso antrópico da paisagem estudada. O histórico de impactos sofridos pela área próxima ao município de Belmonte é maior e mais recente. Houve um aumento do uso de áreas destinadas à silvicultura (2000 a 2005), que passou a ser uma atividade dominante e de grande impacto na região (Nascimento *et al.* 2009). O impacto nas florestas dessa região, foi então, maior e mais agressivo com o plantio de monocultura do que em relação a região de Una, com uso de solo dominado por plantios de cacau através do sistema cabruca. O que pode estar influenciando na perda de diversidade.

Outros estudos também encontraram relação entre a riqueza de espécies com a perda de habitat. Rigueira (2012), em trechos de Mata Atlântica da Bahia, encontrou uma relação não-linear entre quantidade de habitat e riqueza de Myrtaceae, tendo observado uma redução de espécies após o limiar em 28% (riqueza adultos) e 35% (riqueza total) de paisagem. No entanto, para a família Arecaceae no sul da Bahia, assim como no presente estudo, foi encontrada uma relação linear em que a riqueza de espécies foi afetada negativamente pela perda do habitat (Oliveira 2013). Evidenciando, dessa forma que são muitas linhagens de plantas vasculares que são afetadas pela perda de habitat.

As espécies de Rubiaceae constituem uma importante fonte de recursos para os animais que se alimentam de pólen, néctar e frutos, exercendo papel fundamental na estrutura da comunidade das florestas tropicais (Amorim & Oliveira 2006; Poulin *et al.* 1999; Castro & Oliveira 2002; Melo, Bento & Oliveira 2003), e em determinadas áreas, apresenta disponibilidade de frutos, como fonte de recurso, ao longo de todo o ano (Martin-Gajardo & Morellato 2003).

Dessa forma, um dos principais fatores que podem influenciar na redução da diversidade é a relação das espécies estudadas com seus dispersores. Os frugívoros e seus comportamentos influenciam fortemente a dispersão de sementes, estabelecimento de plântulas e a distribuição espacial dos indivíduos (Bleher & Böhning-Gaese 2001). Assim, a ausência do frugívoro dispersor pode funcionar como um gargalo que limita a reprodução de determinadas plantas, ocasionando algumas vezes até mesmo a extinção local.

Muitas espécies de Rubiaceae do sub-bosque são zoocóricas e predominantemente ornitocóricas. Segundo Laps *et al.* (2003), muitas espécies de aves que vivem em florestas, apesar de voarem, não conseguem transpor ambientes alterados sendo suscetíveis à extinção local. Além disso, as alterações microclimáticas, especialmente o aumento na luminosidade e diminuição da umidade, que resultam do processo de fragmentação e perda de habitat, expulsam

espécies de aves mais sensíveis de sub-bosque (Laps *et al.* 2003). Evidenciando, a fragilidade do sub-bosque em perder aves que poderiam atuar como frugívoros e dispersores de sementes, impactando diretamente na demografia das plantas ornitocóricas desse habitat, como as rubiáceas.

Dentre as espécies estudadas, *Amaioua guianensis* pode ser usada como exemplo de espécie que apresenta dispersão ornitocórica. Um estudo em uma área de Floresta Atlântica (Amorim & Oliveira 2006), mostra que a dispersão de sementes em *A. guianensis* é estritamente zoocórica, com consumo de frutos feito efetivamente por aves. No presente estudo, essa espécie foi encontrada apenas nas áreas com os quatro maiores percentuais de cobertura florestal na paisagem (41%, 47%, 60% e 71%) e um dos fatores que podem limitar a presença dessa espécie nas áreas de menores percentuais pode ser a ausência de dispersores efetivos, que são essenciais para o sucesso reprodutivo e consequente manutenção da espécie na área.

A perda de diversidade de espécies de Rubiaceae com a cobertura florestal é um fator preocupante, já que assim como existem espécies que estão sendo descritas recentemente devem existir muitas que ainda não foram descritas e podem ser perdidas sem nem mesmo sabermos sua importância ecológica e seu potencial de uso. A paisagem amostrada com o maior percentual de cobertura vegetal (71%) apresentou o maior número de espécies exclusivas, sugerindo que a manutenção da cobertura florestal é importante para determinadas espécies.

Ao se tratar dos índices de diversidade filogenética, não foi encontrada redução ao longo do gradiente vegetacional. Os índices tendem a reduzir o seu valor quando existe perda de espécie, porém, mesmo sendo constatada a perda de riqueza ao longo do gradiente vegetacional, essa perda pode estar sendo balanceada pela existência de espécies filogeneticamente distintas nas áreas de baixa cobertura. Sendo assim, mesmo perdendo espécies, o valor do índice não reduz linearmente, já os grupos filogeneticamente distintos são mantidos (perdendo espécies apenas dentro destes grupos, sem perder todo o grupo).

Espécies que compartilham características têm uma maior probabilidade de serem próximas filogeneticamente, já que há em geral uma relação positiva entre uma medida da proximidade filogenética entre duas espécies e uma medida de suas histórias de vida e similaridade ecológica (Harvey & Pagel 1991, Silvertown *et al.* 1997). Assim, ao estar em ambientes perturbados, pode-se perder parte dessas espécies similares e ao mesmo tempo incorporar espécies pioneiras e oportunistas com outras características de vida e genéticas. Isso acarreta certa “manutenção” de número de grupos filogeneticamente distintos e assim não causa profundas alterações no valor dos índices.

Resultado semelhante foi encontrado em uma assembleia de árvores em floresta tropical altamente fragmentada no México, em que a extinção de espécies não ocorreu através de linhagens inteiras. Arroyo-Rodríguez *et al.* (2012) encontraram poucas e fracas mudanças na estrutura filogenética da comunidade entre os fragmentos de diferentes tamanhos e as paisagens com as diferentes coberturas florestais. Assim como neste estudo, houve uma manutenção da diversidade filogenética mesmo com as alterações de habitat, desta forma, Arroyo-Rodríguez *et al.* (2012) sugerem que a função do ecossistema pode estar sendo mantida, apesar da perda no número de espécies de árvores. Dessa forma, fragmentos florestais tropicais com alta e baixa cobertura vegetal seriam importantes para a conservação da árvore filogenética regional.

CONCLUSÕES

O gradiente do percentual de cobertura vegetal acarretou em uma relação linear inversamente proporcional com a abertura de dossel. Com o presente estudo, também foi possível constatar uma perda linear de diversidade de Rubiaceae de sub-bosque com a redução do percentual de cobertura vegetal na paisagem. Houve uma perda em termos de número de indivíduos, números de gêneros e número de espécies. No entanto, não foi constatada a redução da diversidade filogenética, baseada em índices que utilizam da classificação taxonômica, sugerindo que apesar de estar ocorrendo perda de espécies, essas extinções locais ocorrem aleatoriamente ao longo da árvore da família, sem a perda de grupos filogeneticamente distintos.

REFERÊNCIAS

ALLEN, B.; KON, M.; BAR-YAM, Y. 2009. A new phylogenetic diversity measure generalizing the shannon index and its application to phyllostomid bats. *The American Naturalist*, 174(2).

ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355- 366.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. ; CAVENDER-BARES, J. ; ESCOBAR, F. ;. MELO, F. P. L. ; TABARELLI, M. ; SANTOS, B. A. 2012. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*, 100: 702–711.

BARROSO, G. M.; PEIXOTO, A. L.; COSTA, C. G.; ICHASO, C. L. F.; GUIMARÃES, E. F. 1991. *Sistemática de angiospermas do Brasil*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, v.3.

BERNACCI, L. C. 1992. Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta no município de Campinas, com ênfase nos componentes herbáceo e arbustivo. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Estadual de Campinas, Brasil.

BERTANI, D. F. 2006. Ecologia de populações de *Psychotria suterella* Müll. Arg. (Rubiaceae) em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

BLEHER, B. & BOHNING-GAESE, K. 2001. Consequences of frugivore diversity for seed dispersal, seedling establishment and the spatial pattern of seedlings and trees. *Oecologia*, 129: 385–394.

CERQUEIRA, R. ; BRANT, A. ; NASCIMENTO, M. T. ; PARDINI, R. 2003. Fragmentação: Alguns conceitos. Capítulo 1. Seção I. Introdução. p 23-40. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A, S. (orgs.). Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 510 pgs.

CASTRO, C. C. & OLIVEIRA, P. E. 2002. Pollination biology of distilous Rubiaceae in the Atlantic Rain Forest, SE Brazil. *Plant Biology*, 4: 640-646.

CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9 (3): 1-11

CHIQUEIRI, A.; DI MAIO, F. R.; PEIXOTO, A. L. 2004. A distribuição geográfica da família Rubiaceae Juss. na Flora Brasiliensis de Martius. *Rodriguésia*, 55 (84): 47-57.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35 (4): 523-531.

CORDEIRO, P. H. C. 1999. Padrões de Distribuição Geográfica dos Passeriformes Endêmicos da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

DELPRETE, P. G. & JARDIM, J. G. 2012. Systematics, taxonomy and floristics of Brazilian Rubiaceae: an overview about the current status and future challenges. *Rodriguésia*, 63(1): 101-128.

DENSLOW, J. S. & GUZMAN G. S. 2009. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science*, 11: 201-212.

ENOKI, T. & ABE, A. 2004. Saplings distribution in relation to topography and canopy openness in an evergreen broad-leaved forest. *Plant Ecology* 173: 283-291.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 34: 487-515.

FAHRIG, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40 (9):1649–1663.

FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; MARTINI, A. M. Z.; ORTIZ, J. V.; MONTINGELLI, R.; ROSSO, S.; PACIENCIA, M. L. B.; BAUMGARTEN, J. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management*, 257: 2226–2234.

FARIA, D; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodivers Conserv*, 16:2335–2357.

FERNANDEZ, F. A. S. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. pp. 48-68. *In: Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Volume 1 (Conferências e Palestras)*, Curitiba, PR.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0. Imaging software extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. 2005. Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica- Conservação internacional. Belo horizonte, 471 pgs.

GALINDO-LEAL, C.; JACOBSEN, T. R.; LANGHAMMER, P. F.; OLIVIERI, S. 2005. Estados dos *hotspots*: a dinâmica da perda de biodiversidade. Capítulo 2. 12-23 p. *In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. (eds.). Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica- Conservação internacional. Belo horizonte, 471 pgs.

GARCÍA, D., CHACOFF, N.P., 2007. Scale-dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn pollination, frugivory, and seed predation. *Conservation biology*, 21: 400–410.

GOVAERTS, R.; FRODIN, D. G.; RUHSAM, M.; BRIDSON, D. M.; DAVIS, A.P. 2007. World checklist & bibliography of Rubiaceae. The Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew.

GUARATINI, M. T. G, GOMES, E. P. C., TAMASHIRO, J. Y.; RODRIGUES, R. R. 2008. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 31: 323-337.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9.

HARVEY, P. H. & PAGEL, M. D. 1991. The comparative method in evolutionary biology. Oxford University Press, New York.

HASTIE, T. & TIBSHIRANI, R. 1986. Generalized additive models. *Statistical Sci*, 1: 297-318.

IBAMA/MMA, 1997. Plano de Manejo- Reserva Biológica de Una. Programa Nacional do Meio Ambiente. 241 pp.

KOZERA, C. 2001. Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo em duas áreas de floresta ombrófila densa, Paraná, Brasil. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LAPS, R. R.; CORDEIRO, P. H. C.; KAJIWARA, D.; RIBON, R.; RODRIGUES, A. A. F.; UEJIMA, A. 2003. Aves. Capítulo 6. Seção III Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade.

153-182 p. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A, S. (orgs.). Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 510 pgs.

LIMA, R. A. F.; SOUZA, V. C.; DITTRICH, V. A. O.; SALINO, A. 2012. Composição, diversidade e distribuição geográfica de plantas vasculares de uma Floresta Ombrófila Densa Atlântica do Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 12(1): 241-249.

LOPES, L. E. 2002. Biologia reprodutiva de *Psychotria suterella* (Rubiaceae): efeitos da fragmentação de hábitat e de conexão estrutural. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MAGURRAN, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Oxford, 256 pgs.

MARTIN-GAJARDO, I. S. & MORELLATO, L. P. 2003. Fenologia de Rubiaceae do sub-bosque em Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 26: 299-309.

MARTINI, A. M. Z. 2002. Estrutura da composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em florestas tropical no sul da Bahia. Dissertação de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. São Paulo.

MELO, C.; BENTO, E. C.; OLIVEIRA, P. E. 2003. Frugivory and dispersal of *Faramea cyanea* (Rubiaceae) in Cerrado woody plant formations. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 75-82.

MOUILLOT, D.; BELLWOOD, D. R.; BARALOTO, C.; CHAVE, J.; GALZIN, R.; HARMELIN-VIVIEN, M.; KULBICKI, M.; LAVERGNE, S.; LAVOREL, S.; MOUQUET, N.; PAINE, C. E. T.; RENAUD, J.; THUILLER, W. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLOS Biology*, vol. 11 (5).

NASCIMENTO, D. M. C.; DOMINGUEZ, J. M. L.; SILVA, S. B. M. 2009. Mudanças na ocupação econômica do litoral Sul da Bahia: os exemplos de Belmonte e Canavieiras, Bahia. *Revista Desenbahia* nº 10.

NICOTRA, A. B.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE, S. V. B. 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. *Ecology*, 80(6): 1908-1926.

OLIVEIRA, T. L. S. 2013. Efeito da paisagem na riqueza de Arecaceae em Florestas de Mata Atlântica no Sul da Bahia. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2567–2586.

POULIN, B., WRIGHT, S. J., LEFEBVRE, G.; CALDERÓN, O. 1999. Interspecific synchrony and asynchrony in the fruiting phenologies of congeneric bird-dispersed plants in Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 213-227.

POULSEN, A. D. & BALSLEV, H. 1991 Abundance and cover of ground herbs in an Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science*, 2: 315- 322.

R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, M. C. ; METZGER, J. P. ; MARTENSENA, A. C. ; PONZONI, F. J. ; HIROTAC, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141–1153.

RICOTTA, C. 2004. A parametric diversity measure combining the relative abundances and taxonomic distinctiveness of species. *Diversity and Distributions*, 10: 143–146.

RIGUEIRA, D. M. G. 2012. Perda de hábitat e limiar de extinção em plantas lenhosas (Myrtaceae) da mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento. Universidade Federal da Bahia, Bahia.

ROSENZWEIG, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge: Cambridge University Press.

SALIS, S. M.; TAMASHIRO, J. Y.; JOLY, C. A. 1994. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 17(2): 93-103.

SALIS, S. M.; ZICKEL, C. S.; TAMASHIRO, J. Y. 1996. Fitossociologia do sub-bosque da mata da Reserva de Santa Genebra, Campinas (estado de São Paulo). *Naturalia*, 21: 171-180.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R.; MARIANO NETO, E.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, L. C.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A. C. 2003. Vegetação e flora. Capítulo 4. Seção III Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade. 104-123 p. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A, S. (orgs.). Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 510 pgs.

SILVERTOWN, J., FRANCO, M. & HARPER J.L. 1997. Plant life histories: Ecology, phylogeny and evolution. Cambridge University, New York, 313 pgs.

SOUZA, V. C. & LORENZI, H. 2008. Botânica sistemática: guia ilustrativo para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. Plantarum, Nova Odessa, 703 pgs.

SOUZA, A. C. R; ALMEIDA Jr, E, B; ZICKEL, C. S. 2009. Riqueza de espécies de sub-bosque em um fragmento florestal urbano, Pernambuco, Brasil. *Biotemas*, 22(3): 57-66.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; COSTA, C. M. R. 2005. Espécies ameaçadas e planejamento da conservação. Capítulo 8. 86-94 p. *In*: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. (eds.). Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica- Conservação internacional. Belo horizonte, 471 pgs.

TAYLOR, C. M.; CAMPOS, M. T. V. A.; ZAPPI, D. 2007. Flora da Reserva Ducke, Amazonas, Brasil: Rubiaceae. *Rodriguésia*, 58 (3): 549-616.

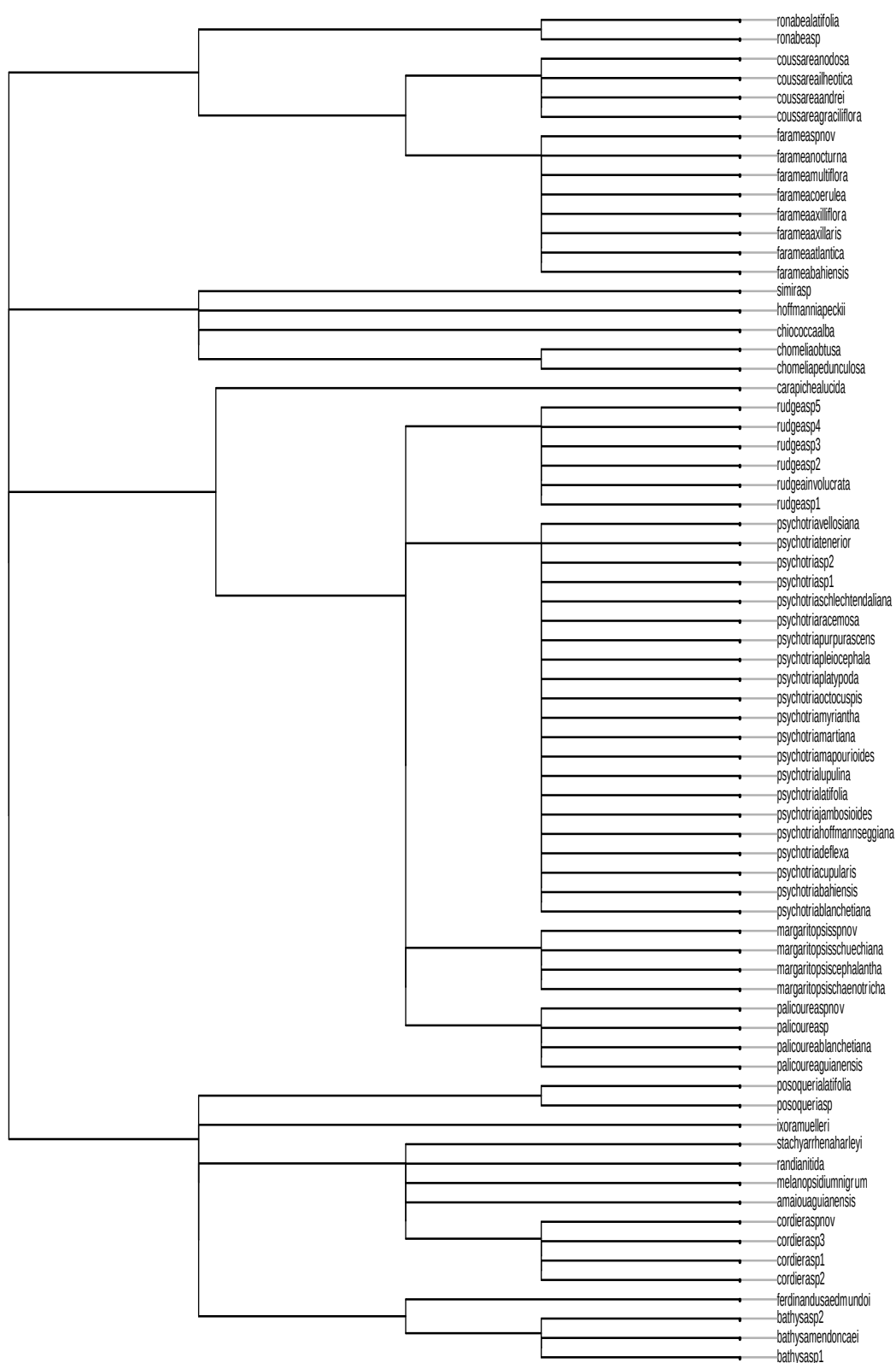
WARWICK, R. M. & CLARKE, K. R. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129: 301–305.

WEBB, C. O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist*, 156: 145–155.

WHITMORE, T. C.; BROWN, N. D.; SWAINE, M. D.; KENNEDY, D.; GOODWIN-BAILEY, C. I.; GONG, W. K. 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in a Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 9: 131-151.

WILSON, E. O. 1992. *The diversity of life*. Cambridge: Harvard University Press.

APÊNDICE



Apêndice 01 – Árvore filogenética baseada na hierarquia taxonômica das espécies de Rubiaceae de sub-bosque encontradas na região de estudo no Sul da Bahia, Brasil.

Apêndice 02 - Lista das espécies de Rubiaceae encontradas e identificadas em paisagens do Sul da Bahia, Brasil. Apresentando a quadrícula (percentual de cobertura florestal de cada paisagem) aonde foram encontradas essas espécies.

Lista das espécies	Quadrículas
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	41% - 47% - 60% - 71%
<i>Bathysa mendoncae</i> K. Schum.	29%
<i>Bathysa</i> sp. 1	71%
<i>Bathysa</i> sp. 2	29%
<i>Carapichea lucida</i> J.G. Jardim & Zappi	29% - 35%
<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	41% - 60%
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	35% - 47%
<i>Chomelia pedunculosa</i> Benth.	24% - 71%
<i>Cordia</i> sp. 1	24% - 47% - 71%
<i>Cordia</i> sp. 2	35% - 71%
<i>Cordia</i> sp. 3	71%
<i>Cordia</i> sp. 4	60% - 71%
<i>Coussarea andrei</i> M. S. Pereira & M. R. Barbosa	71%
<i>Coussarea graciliflora</i> (Mart.) Benth. & Hook. f.	9% - 29% - 41% - 60% - 71%
<i>Coussarea ilheutica</i> Müll. Arg.	9% - 15% - 29% - 41% - 47% - 71%
<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll. Arg.	9% - 35%
<i>Faramea atlantica</i> J.G. Jardim & Zappi	9% - 41% - 47% - 60%
<i>Faramea bahiensis</i> Müll. Arg.	35%
<i>Faramea axillaris</i> Standl.	15%
<i>Faramea axilliflora</i> DC.	9% - 71%
<i>Faramea coerulea</i> (Nees & Mart.) DC.	41% - 60% - 71%
<i>Faramea multiflora</i> A. Rich. ex DC.	24%
<i>Faramea nocturna</i> J.G. Jardim & Zappi	60%
<i>Faramea</i> sp.	60%
<i>Ferdinandusa edmundoi</i> Sucre	29% - 60%
<i>Hoffmannia peckii</i> K. Schum.	47%
<i>Ixora muelleri</i> (Müll. Arg.) Bremek.	9% - 24% - 35% - 41% - 47% - 60% - 71%
<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	15% - 29% - 35% - 41% - 60% - 71%
<i>Margaritopsis chaenotricha</i> (DC.) C.M. Taylor	9% - 29% - 47% - 60%
<i>Margaritopsis schuechiana</i> (Müll. Arg.) C.M. Taylor	60% - 71%
<i>Margaritopsis</i> sp.	71%
<i>Melanopsidium nigrum</i> Colla	41%
<i>Palicourea blanchetiana</i> Schltdl.	29% - 47%
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	47% - 60% - 71%
<i>Palicourea</i> sp. 1	47% - 60% - 71%
<i>Palicourea</i> sp. 2	60% - 71%
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	9% - 29% - 41%
<i>Posoqueria</i> sp.	47% - 71%
<i>Psychotria bahiensis</i> DC.	24%

<i>Psychotria blanchetiana</i> (Schltdl.) Müll. Arg.	9% - 24%
<i>Psychotria cupularis</i> (Müll. Arg.) Standl.	24% - 41% - 47% - 60% - 71%
<i>Psychotria deflexa</i> DC.	9% - 24% - 29% - 47%
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> Müll.Arg.	15% - 24% - 29% - 41% - 47% - 60% - 71%
<i>Psychotria jambosoides</i> Schltdl.	47% - 71%
<i>Psychotria latifolia</i> Humb. & Bonpl. ex Roem. & Schult.	24%
<i>Psychotria lupulina</i> Benth.	15%
<i>Psychotria mapouriodes</i> DC.	9% - 15% - 24% - 29% - 47% - 60% - 71%
<i>Psychotria martiana</i> Müll. Arg.	47%
<i>Psychotria myriantha</i> Müll. Arg.	47% - 71%
<i>Psychotria octocuspis</i> Müll. Arg.	41% - 47%
<i>Psychotria platypoda</i> DC.	9% - 15% - 24% - 29% - 35% - 41% - 47% - 60% - 71%
<i>Psychotria pleiocephala</i> Müll. Arg.	35%
<i>Psychotria purpurascens</i> Müll. Arg.	47% - 71%
<i>Psychotria racemosa</i> Rich.	15% - 24% - 47% - 60%
<i>Psychotria schlechtendaliana</i> Müll. Arg.	9% - 29% - 35% - 47%
<i>Psychotria</i> sp. 1	71%
<i>Psychotria</i> sp. 2	47%
<i>Psychotria tenerior</i> (Cham.) Müll. Arg.	41% - 71%
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	9% - 29% - 41%
<i>Randia nitida</i> (Kunth) DC.	35% - 47% - 71%
<i>Ronabea latifolia</i> Aubl.	41% - 47% - 60% - 71%
<i>Rudgea involucrata</i> Müll. Arg.	9% - 15% - 24% - 47% - 71%
<i>Rudgea</i> sp. 1	9% - 15% - 35% - 47% - 60% - 71%
<i>Rudgea</i> sp. 2	9% - 15% - 29% - 35% - 60%
<i>Rudgea</i> sp. 3	41% - 47% - 60%
<i>Rudgea</i> sp. 4	60%
<i>Rudgea</i> sp. 5	60%
<i>Simira</i> sp.	15%
<i>Stachyarrhena harleyi</i> J.H. Kirkbr.	35% - 47% - 60% - 71%