

ELISA SODRÉ OLIVEIRA

INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL NA RIQUEZA E
ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE VEGETAL DO SUB-BOSQUE
DA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA

ILHÉUS

2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE



ELISA SODRÉ OLIVEIRA

INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL NA RIQUEZA E
ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE VEGETAL DO SUB-BOSQUE
DA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA

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.

Orientadora: Dra. Daniela Custódio Talora

Coorientadora: Dra. Larissa Rocha Santos

ILHÉUS

2019

O48

Oliveira, Elisa Sodré

Influência da cobertura florestal na riqueza e abundância da comunidade vegetal do sub-bosque da Mata Atlântica do sul da Bahia / Elisa Sodré Oliveira . – Ilhéus, BA: UESC, 2019.
44f. : il.

Orientadora: Daniela Custódio Talora
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.
Inclui referências.

1. Ecologia das florestas tropicais. 2. Dosséis florestais. 3. Comunidades vegetais. 4. Diversidade das plantas – Conservação. 5. Paisagens fragmentadas. 6. Habitat (Ecologia). I. Título.

CDD 577.34

ELISA SODRÉ OLIVEIRA

INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL NA RIQUEZA E
ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE VEGETAL DO SUB-BOSQUE
DA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA

Comissão avaliadora:

Dr. Daniela Custódio Talora

Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC (Orientadora)

Dra. Larissa Rocha Santos

Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC (Co-orientadora)

Dra. Julia Caram Sfair

Universidade Federal do Ceará – UFC

Dr. Luiz Fernando Silva Magnago

Universidade Federal do Sul da Bahia – UFSB

À minha mãe,

dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, essencial em minha vida. Por todos os benefícios que me tem feito, pela força, coragem e saúde durante toda esta caminhada.

A minha mãe, por todo amor, incentivo e apoio incondicional. Minha maior motivadora, com muito carinho, nunca mediu esforços para que eu chegasse até esta etapa da minha vida. Mãe, seu cuidado e dedicação foram essenciais para a concretização desse momento, eu te amo muito!

Agradeço aos meus amigos e colegas, em especial a Amanda, Janaíne e Maísa, pelas alegrias, dúvidas e angústias compartilhadas.

Meu muito obrigada a minha orientadora Daniela Talora e a minha co-orientadora Larissa Santos por confiarem e acreditarem em mim, por toda ajuda, paciência, compreensão, correções e incentivo. Por cada conhecimento que me foi compartilhado no decorrer desse trabalho, me dando o suporte necessário para a sua conclusão.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação, que foram tão importantes na minha formação, em especial ao Pavel e ao Mariano por toda ajuda e disponibilidade.

A Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), a PROPP, a FAPESB e ao Idea Wild, que me apoiaram financeiramente durante a realização desse trabalho, que oportunizaram a janela que hoje vislumbro.

Ao CNPq e a UESC pelo financiamento ao projeto SISBIOTA, sem o qual a realização desse trabalho não teria sido possível.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente fazem parte dessa jornada, o meu muito obrigada!

“O correr da vida embrulha tudo,
a vida é assim: esquenta e esfria,
aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta.
O que ela quer da gente é coragem.”

Guimarães Rosa

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Área de estudo na Floresta Atlântica do sul da Bahia, Brasil. Os pontos pretos mostram a localização dos sítios de estudo situados na região Norte e Sul 13
- Figura 2. Relação entre a abundância e a riqueza geral e a abundância e riqueza dos grupos das tolerantes e intolerantes à sombra com a cobertura florestal em uma paisagem na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil.
..... 19
- Figura 3. Relação entre a abertura de dossel com a cobertura florestal em escala de paisagem na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil 20
- Figura 4. Relação entre a abundância e a riqueza geral e a abundância e riqueza dos grupos das tolerantes e intolerantes à sombra com a abertura de dossel em uma paisagem na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil 21

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valor de Akaike (AICc) das variáveis dependentes em função da cobertura florestal em diferentes escalas (600 a 1000m) na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. O menor valor de AICc (destacados em negrito) de cada variável dependente16

Tabela 2. As 20 áreas com suas respectivas coberturas florestais (raio-1000m), abundância e riqueza geral, abundância e riqueza das tolerantes e intolerantes à sombra e, abertura de dossel na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil 17

Tabela 3. Influência da cobertura florestal, da região e da cobertura florestal considerando a região, determinada por meio de Modelo Linear Generalizado (GLM), sobre abundância e riqueza da vegetação do sub-bosque na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil22

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	1
2.	RESUMO	6
3.	ABSTRACT	7
4.	INTRODUÇÃO ..,	8
5.	METODOLOGIA	11
	Área de estudo e desenho amostral	11
	Variáveis locais	14
	Análise dos dados	14
6.	RESULTADOS	15
7.	DISCUSSÃO	22
8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	26
	REFERÊNCIAS	27

1 INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais úmidas, com suas altas temperaturas e pluviosidade bem distribuída ao longo do ano, são detentoras da maior biodiversidade existente no planeta (Furlan & Nucci 1999), sendo a Floresta Atlântica a segunda maior floresta tropical das Américas. Desde a colonização, com a chegada dos europeus em 1500, a Floresta Atlântica vem sofrendo pressões antrópicas, induzindo a perda e fragmentação de florestas, e embora seja considerada um hotspot global, com sua alta riqueza e grandes números de espécies endêmicas (Thomas et al., 1998; Myers et al., 2000; Martini et al., 2007), tem testemunhado perdas significativas do seu território, através da intensificação da agropecuária e urbanização, transformando a paisagem original que antes era contínua, em uma paisagem altamente fragmentada (Reis & Conceição, 2010).

Originalmente, a Floresta Atlântica ocupava uma área de cerca 1,3 milhões de km², percorrendo toda a costa brasileira, desde o estado do Rio Grande do Norte até o do Rio Grande do Sul (Ogawa et al., 1990). Contudo, atualmente a Floresta Atlântica encontra-se fragmentada e reduzida a 12,4% de sua área original, limitada a cerca de 160 km² de floresta remanescente e desses, 80% estão em áreas privadas. (SOS Mata Atlântica, 2017).

A perda e a fragmentação florestal estão dentre as principais causas do declínio e extinção de espécies a nível mundial (Tabarelli et al. 2005). Enquanto a perda de habitat florestal pode ser definida como a redução da área de habitat natural na paisagem, a fragmentação é o isolamento progressivo dessas manchas de habitat natural, gerando mudanças na configuração da paisagem (Fahrig, 2003). Como os efeitos provocados por esses dois processos estão muito correlacionados, a quantidade remanescente de floresta na paisagem tem sido comumente utilizada para avaliar os impactos que essas alterações antrópicas provocam na biodiversidade (Morante-Filho et al., 2015; Benchimol et al., 2017).

Um dos efeitos provocados pela perda de floresta na paisagem são as alterações na estrutura do dossel, que conseqüentemente irá causar mudanças no regime de luz do sub-bosque, provocando aumento da temperatura e diminuição da umidade relativa do ar e do solo (Rincon & Huante, 1993), podendo influenciar a distribuição das espécies deste estrato (Nicotra et al. 1999). Em um ecossistema, grupos ecológicos diferentes responderão de maneiras distintas às mudanças ambientais, visando encontrar condições apropriadas para sua sobrevivência. Por exemplo, as plantas intolerantes à sombra

poderão se beneficiar do aumento de luz no sub-bosque, aumentando a sua biomassa, pois por possuírem taxas fotossintéticas e de crescimento altas, precisam de maiores intensidades de luz (Pinheiro, 2007; Whitmore, 1989). Já as espécies tolerantes à sombra são mais sensíveis às mudanças climáticas, às características do solo e à estruturação do dossel, apresentando taxas fotossintéticas mais baixas sendo, portanto, mais sensíveis à radiação direta (Muller & Waechter, 2001). Para as espécies tolerantes à sombra, a incidência direta e prolongada de luz no sub-bosque pode se tornar um fator limitante, podendo provocar na planta foto-inibição, acarretando na morte do indivíduo (Krause & Winter, 1996; Martins et al., 2008).

Além de provocar mudanças na dinâmica das comunidades, a perda de habitat florestal compromete o fornecimento dos serviços ecossistêmicos (Fahrig, 1997, 2003; Jordano et al., 2006), serviços esses que incluem a manutenção de nutrientes no solo, controle de erosões do solo e polinização, além de processos como frugivoria (Jordano et al., 2006). A maioria das plantas existentes na superfície terrestre depende dos insetos, como abelhas, por exemplo, para serem polinizadas (González-Varo et al., 2009) e da presença de frugívoros para dispersarem as suas sementes (Jordano, 2006), portanto a diminuição na ocorrência de polinizadores bem como a ausência do frugívoro dispersor, irá afetar diretamente a manutenção da diversidade das plantas nativas.

Embora o sub-bosque contribua substancialmente com a diversidade em florestas tropicais (Kozera et al., 2009), sendo o habitat de diversas espécies, auxiliando na manutenção da umidade e dos nutrientes do solo e a sua fertilização e de grande importância nos ecossistemas tropicais (Gentry & Emmons, 1987; Marques & Oliveira, 2004), a maioria dos estudos que buscam avaliar os impactos da perda de habitat florestal, abordam apenas o estrato arbóreo, negligenciando o sub-bosque. Assim, diante do contexto de intensa exploração da Floresta Atlântica e da lacuna de informações inexistentes para este estrato, este trabalho se propõe a avaliar os impactos que a perda de cobertura florestal e as suas conseqüentes alterações provocam na comunidade do sub-bosque da Floresta Atlântica do Sul da Bahia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Benchimol, M., Talora, D. C., Mariano-Neto, E., Oliveira, T. L. S., Leal, A., Mielke, M. S. & Faria, D. 2017. Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, v. 384, p. 314-322, 2017.

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

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

Furlan, S.A. & Nucci, J.C. 1999. A conservação das florestas tropicais. São Paulo: Atual. Série Meio Ambiente.

Gentry, A. H. & Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica*, Washington, DC, v. 19, n. 2, p. 149-156.

González-Varo, J. P.; Arroyo, J.; Aparicio, A. 2009. Effects of fragmentation on pollinator assemblage, pollen limitation and seed production of Mediterranean myrtle (*Myrtus communis*).

Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A., & Silva, W. R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação

Kozera, C.; Rodrigues, R.R. & Dittrich, V.A.O. 2009. Composição florística do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Morretes, Pr, Brasil. *Floresta* 39(2): 323-334.

Krause, G. H.; Winter, K. 1996. Photoinhibition of Photosynthesis in Plants Growing in Natural Tropical Forest Gaps. A Chlorophyll Fluorescence Study. *Original Paper*, v. 109, p. 456-462.

Marques, M. C. M & Oliveira, P. E. A. M. 2004. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de duas Florestas de Restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, V.27, n.4, p.713-723.

Martini, A. M. Z., P. Fiaschi, A. M. Amorim, and J. L. Paixão 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity and*

Conservation 16:3111-3128.

Martins, S.V.; Gleriani, J.M.; Amaral, C.H.; Ribeiro, T.M. 2008. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, v.32, n.4, p.759-767.

Morante-Filho, J. C., Faria, D., Mariano-Neto, E. & Rhodes, J. 2015. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One* 10:e0128923. doi: 10.1371/journal.pone.0128923

Müller, S.C.; Waechter, J.L. 2001 Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 24, n. 4, p. 395-406, 2001.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

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.

Ogawa, H.Y., Mattoso, A.Q., Custodio Filho, A., et al. 1990. Áreas silvestres, manejo e conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6, 1990, Campos do Jordão - SP. Anais... São Paulo: SBF, 1990. v. 1, 155 p. p. 144-148.

Pinheiro, M.P. 2007. Variação sazonal no micro-clima do sub-bosque e seus efeitos no estabelecimento de mudas de *Cecropia echinata* Lam. e de *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze em floresta de encosta e cabruca no sul da Bahia Brasil (Dissertação Mestrado) Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

Reis, C. S & Conceição, G. M. 2010. Aspectos florísticos de um fragmento de vegetação, localizado no Município de Caxias, Maranhão, Brasil. *Scientia Plena*. 6(2): 2-17.

Rincon, E. & Huante, P. 1993. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees: Structure and Function*, v.7, p.202-207.

SOSMA & INPE 2017. Desmatamento da Mata Atlântica – Período de 2016-2017. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

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.

Thomas, W. M. W., A. M. V. D. E. Carvalho, A. M. A. Amorim, J. Garrison, and A. L. Arbeláez 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7:311-322.

Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *America*, v. 70, n. 3, p. 536–538.

2 RESUMO

A Floresta Atlântica vem sofrendo uma intensa perda de habitat por processos antrópicos. Essa redução de floresta na paisagem provoca alterações no dossel, promovendo uma maior entrada de luz, o que pode influenciar na densidade das plantas. Este estudo tem como objetivo avaliar a influência da perda de cobertura florestal e da abertura de dossel na riqueza e abundância do sub-bosque, bem como em grupos com diferentes estratégias de regeneração (tolerantes e intolerantes à sombra). O estudo foi conduzido na região Sul da Bahia, em 20 sítios com percentual de cobertura florestal variando de 4 a 95% na paisagem. Dentro de cada sítio foram alocadas 10 parcelas de 10 x 4 m, onde todos os indivíduos lenhosos com altura entre 1 a 3 m foram amostrados. A abertura de dossel foi estimada dentro das parcelas através de fotografias hemisféricas. Fizemos análise de regressão utilizando Modelos Lineares Generalizados GLM com distribuição binomial negativa, para verificar a relação entre a riqueza (número de morfoespécies) e abundância (número de indivíduos) do sub-bosque geral e a riqueza (proporção de morfoespécies) e abundância (proporção de indivíduos) do grupo das tolerantes e das intolerantes à sombra, com a porcentagem de cobertura florestal e a abertura de dossel. A redução de cobertura florestal na paisagem afetou negativamente a comunidade geral do sub-bosque, levando a redução da riqueza e abundância. Ao contrário do esperado, as espécies tolerantes e intolerantes à sombra não foram afetadas pela perda de floresta na paisagem e nem pela abertura do dossel. A abertura de dossel também não afetou a abundância e riqueza geral. Conclui-se que a redução do habitat per se e seus efeitos sobre dispersores, bem como as características pedológicas e as mudanças na estrutura da floresta afetam a regeneração, a composição e diversidade da comunidade do sub-bosque como um todo, evidenciando a sua sensibilidade ao desmatamento. Devido à importância que o sub-bosque possui nos ecossistemas florestais, são necessárias que medidas adequadas que visem à conservação das espécies sejam tomadas.

Palavras-chave: abertura de dossel; comunidade vegetal; diversidade de plantas; paisagem; perda de habitat;

3 ABSTRACT

The Atlantic Forest has suffered an intense loss of habitat by anthropic processes. This reduction of forest in the landscape causes changes in the canopy, promoting a greater entrance of light, which can influence in the density of the plants. This study aims to evaluate the influence of forest cover loss and canopy openness on the richness and abundance of the understory, as well as on groups with different regeneration strategies (shade-tolerant and shade-intolerant). The study was conducted in the southern region of Bahia, in 20 sites with a percentage of forest cover varying from 4 to 95% in the landscape. Within each site were allocated 10 plots of 10 x 4 m, where all woody individuals with height between 1 and 3 m were sampled. The canopy opening was estimated within the plots through hemispheric photographs. We performed regression analysis using Generalized Linear Models GLM with negative binomial distribution to verify the relationship between richness (number of morphospecies) and abundance (number of individuals) of the general understory and richness (proportion of morphospecies) and abundance (proportion of individuals) of the tolerant and intolerant groups in the shade, with the percentage of forest cover and the canopy opening. The reduction of forest cover in the landscape negatively affected the general community of the understorey, leading to the reduction of wealth and abundance. Contrary to expectations, tolerant and intolerant shade species were not affected by the loss of forest in the landscape or by the opening of the canopy. The canopy opening also did not affect abundance and general wealth. It is concluded that habitat reduction per se and its effects on dispersers as well as podological characteristics and changes in forest structure affect the regeneration, composition and diversity of the community of the understory as a whole, sensitivity to deforestation. Due to the importance that the sub-forest has in forest ecosystems, it is necessary that appropriate measures for the conservation of the species are taken.

Keywords: canopy opening; landscape; loss of habitat; plant community; plant diversity;

4 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica compreende um hotspot global de biodiversidade por abrigar uma alta riqueza e um grande número de espécies endêmicas que, devido a pressões antrópicas, sofreu uma grande redução de sua área original (Myers et al., 2000). Semelhante a outras regiões tropicais, a alta taxa de desmatamento da Floresta Atlântica é consequência de atividades antrópicas, como a crescente urbanização, a expansão das pastagens e de atividades agrícolas, que converteram as florestas contínuas em paisagens altamente fragmentadas (Reis & Conceição, 2010). Apesar de ser considerada uma das principais prioridades de conservação no mundo (Brown & Brown, 1992; Myers et al., 2000) a Floresta Atlântica brasileira testemunhou a perda de 18.509 km² apenas nas últimas três décadas (SOS Mata Atlântica, 2018). No geral, apenas 12,4% dos remanescentes da Floresta Atlântica ainda persistem no Brasil, com o estado da Bahia possuindo a maior taxa de desmatamento no bioma nos últimos dois anos avaliados (SOS Mata Atlântica, 2018). Contudo, apesar da alta exploração das florestas nesse território, a região Sul da Bahia conserva uma área significativa deste bioma no Nordeste brasileiro, abrigando uma grande riqueza de espécies e sendo considerada um dos mais importantes centros de endemismo da Floresta Atlântica (Martini et al., 2007).

A perda de habitat florestal pode levar à fragmentação das áreas originais, afetando negativamente a persistência de espécies em paisagens antropogênicas (Fahrig, 2003; 2017). A perda de habitat é definida como a diminuição da área disponível para as espécies sobreviverem e persistirem na paisagem, enquanto a fragmentação é o isolamento progressivo das manchas de habitat natural (Fahrig, 2003). Como o desmatamento e a fragmentação são altamente correlacionados, a quantidade remanescente de cobertura florestal tem sido amplamente utilizada para prever padrões locais de biodiversidade (Andrade et al., 2015; Morante-Filho et al., 2015; Benchimol et al., 2017). De fato, vários estudos mostraram que a perda de habitat em escala de paisagem tem efeitos negativos sobre os componentes da diversidade em diversos grupos biológicos, por exemplo, plantas (Aguilar et al., 2004; Rigueira, 2012; Andrade, 2015; Benchimol et al., 2017), aves (Morante-Filho et al., 2015; Menezes et al., 2016), anfíbios (Cushman, 2006) e mamíferos (Pardini, 2004). Além da perda de espécies, o desmatamento em escala de paisagem pode afetar processos ecológicos, particularmente aqueles mediados por plantas. Por exemplo, perdas de espécies de plantas podem limitar

as interações planta-animal, com séria implicação para a sobrevivência das populações de plantas (Rodríguez-Cabal et al., 2007), podem causar perda de variabilidade genética para algumas espécies, devido à diminuição da abundância de indivíduos em áreas isoladas (Davis et al., 2010, Féon et al., 2010), além de alterar processos como polinização, dispersão de sementes e regeneração florestal (Jordano et al., 2006; Menezes et al., 2016).

Visto que em florestas tropicais a maioria das plantas é dependente de animais para a dispersão de suas sementes (Jordano, 2016), a defaunação no local (Canale et al., 2012; Cassano et al., 2012) prejudica a dispersão de sementes e recrutamento de novos indivíduos, alterando a biodiversidade local. A redução da cobertura florestal, leva ao desaparecimento ou diminuição da abundância de muitas aves frugívoras sensíveis a perturbações (Morante-Filho et al., 2015). As aves frugívoras movimentam-se entre diferentes habitats para obter alimento e, a perda de conectividade da paisagem provocada pela redução da cobertura florestal prejudica esse movimento (Menezes et al., 2016). Isto significa que o recrutamento de novos indivíduos em áreas mais desmatadas poderá ser prejudicado devido à ausência dos principais dispersores, afetando a diversidade de plantas, inclusive as de sub-bosque.

O sub-bosque é de vital importância para o equilíbrio dinâmico das comunidades (Marques & Oliveira, 2004), com grande representatividade na diversidade florística em florestas tropicais, (Gentry & Emmons, 1987; Souza et al., 2009) e contribuindo como uma importante fonte de recursos para a fauna (Gentry & Emmons, 1987; Hinkelmann, & Kirwan, 2013). Além de auxiliar na manutenção da umidade do solo e a sua fertilização e no estabelecimento e desenvolvimento das espécies que formarão os demais estratos da floresta, (Oliveira et al., 2001), muitos animais dependem dos frutos das espécies do sub-bosque ao menos uma parte do ano para sobreviverem, enquanto outras espécies vivem e se alimentam exclusivamente neste estrato, como o beija-flor-rajado *Ramphodon naevius* – o maior da Floresta Atlântica, (Gentry & Emmons, 1987; Hinkelmann, & Kirwan, 2013).

O sub-bosque é composto por um conjunto das plantas arbustivas que são típicas deste estrato assim como por jovens do extrato arbóreo. As plantas arbustivas são mais sensíveis às mudanças ambientais, e mais adaptadas a condições específicas como umidade, temperaturas amenas e baixa luminosidade (Marques & Oliveira, 2004). Já os indivíduos arbóreos jovens, passam apenas uma parte da sua vida neste estrato (Grombone-Guaratini, 1999) e tem estratégias de regeneração tanto tolerante quanto

intolerante à sombra. As espécies intolerantes à sombra são mais resistentes a uma maior insolação (Marques & Oliveira, 2004) e uma maior incidência de luz no ambiente irá influenciar positivamente na germinação de suas sementes e nas taxas de crescimento, sendo portanto beneficiadas pela chegada de luz no sub-bosque (Swaine & Whitmore 1988; Pinheiro, 2007). Já as espécies tolerantes à sombra sofrerão em um ambiente com uma maior incidência de luz, devido a condições restritivas para à germinação, estabelecimento e desenvolvimento (Ostertag, 2001), podendo ocasionar na morte do indivíduo por foto-inibição (Bjorkman, 1981; Martins et al., 2008). Dessa forma, o entendimento de condições ambientais em níveis de paisagem e local, como a disponibilidade de luz e microclima dentro de remanescentes florestais, é fundamental para avaliar os efeitos sobre a comunidade do sub-bosque.

Na área de estudo, a perda de cobertura florestal na escala da paisagem levou à retração estrutural da floresta, que se torna menor, mais fina e menos densa, com aumento da concentração da folhagem no sub-bosque e aumento da abertura do dossel (Rocha-Santos et al., 2016), provocado mudanças locais no regime de luz. Assim, esperamos que as plantas do sub-bosque sejam muito afetadas por mudanças na estrutura da floresta, particularmente como uma resposta da maior entrada de luz.

Para o sub-bosque, o impacto que o desmatamento provoca foi avaliado apenas em alguns estudos em nível de família, como no caso das famílias Rubiaceae, que perdeu indivíduos e espécies arbustivas como consequência da redução de floresta na paisagem (Andrade et al., 2015). Assim como da família Arecaceae, que mostrou principalmente que o gênero *Geonoma*, composto exclusivamente por espécies de sub-bosque, foi altamente afetado pela perda de floresta (Benchimol et al., 2017). No entanto, não há estudos avaliando os efeitos de perda de habitat florestal na comunidade do sub-bosque como um todo.

Dada a importância do sub-bosque devido sua alta biodiversidade e como fonte de recurso alimentar para fauna e diante do cenário de intensa exploração de florestas na região sul da Bahia, o presente estudo avaliou de que maneira a comunidade de sub-bosque, assim como seus diferentes grupos ecológicos (espécies tolerantes e intolerantes

à sombra) são influenciadas pela perda de cobertura florestal e abertura do dossel em escala de paisagem. Nossa hipótese é que a comunidade do sub-bosque será influenciada pela perda de cobertura florestal, com os grupos ecológicos (tolerantes e intolerantes à sombra) respondendo de maneira diferente. Para a comunidade do sub-bosque como um todo, esperamos que as áreas com os menores percentuais de cobertura florestal apresentem menor riqueza e abundância, como consequência da perda de algumas espécies tolerantes à sombra, seguindo o padrão encontrado em outros trabalhos para esse grupo ecológico (Andrade et al, 2015, Benchimol, 2017). Esperamos que a riqueza e abundância das plantas tolerantes à sombra diminuam, com a redução da cobertura florestal, uma vez que esta pode provocar mudanças locais na estrutura da floresta e aumento da abertura de dossel, gerando condições ambientais mais restritivas para o estabelecimento e sobrevivência das tolerantes a sombra. Já as plantas intolerantes à sombra, esperamos que sejam positivamente influenciadas pela perda de cobertura florestal, devido ao maior potencial de crescimento que apresentam em ambientes com maior incidência luminosa.

5 METODOLOGIA

– Área de estudo e desenho amostral

O estudo foi realizado em remanescentes da Floresta Atlântica localizados no entorno de dois municípios do sul da Bahia, Una e Belmonte (15°28'S e 39°30'W), que embora possuam clima, solo, topografia e composição florística semelhantes entre si, um estudo recente revelou a existência de diferenças microclimáticas entre as regiões, sendo a região de Belmonte com o maior déficit de pressão de vapor e maiores temperaturas que a região de Una (Leal et al, dados não publicados). A região Sul da Bahia se destaca pelo alto endemismo e diversidade da fauna e flora, sendo considerada um hotspot da biodiversidade (Araujo et al., 1998; Pardini, 2004; Martini et al. 2007). É uma região originalmente coberta por floresta tropical úmida, com temperatura e pluviosidade anual média de 24°C e 1.500 mm, respectivamente, com um regime de chuvas regular ao longo do ano, não possuindo uma marcante variação sazonal (Faria, 2002). É constituída por um mosaico florestal que inclui remanescentes de florestas em diferentes estágios sucessionais, imerso em matrizes de plantações sombreadas de cacau

(Theobroma cacao), eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) e áreas de silvicultura (Faria et al., 2007).

Para a seleção dos sítios de amostragem foi mapeada uma área de 3.500 Km² usando imagens de satélite de alta resolução (RapidEye de 2009-2010, QuickBird e World View de 2009-2011). O mapeamento foi realizado manualmente, digitalizando as características da cobertura do solo interpretadas visualmente na escala de 1: 10000, adequada para identificar manchas com base em diferenças de cor, textura, forma e localização. A classificação foi validada em campo. A elaboração dos mapas com a proporção de floresta foi feita usando o software ArcGIS, sendo considerada cobertura florestal apenas áreas de floresta nativa em diferentes estágios sucessionais. Desta forma, foram identificados 58 potenciais sítios para a realização dos estudos. Destes, foram excluídos os de difícil acesso e os que não tinham permissão dos proprietários (para mais detalhes do mapeamento ver Morante-Filho et al. 2015 e Rocha-Santos et al. 2016). Dentre os 40 restantes, para a realização desta pesquisa, foram aleatorizados 20 sítios amostrais que captassem a variação de cobertura florestal na paisagem (Figura 1), localizados a pelo menos 1 km de distância do outro, sendo 10 sítios no entorno do município de Una (36%, 45%, 48%, 52%, 57%, 62%, 64%, 68%, 80% e 95%) e 10 no entorno do município de Belmonte (4%, 13%, 14%, 18%, 19%, 20%, 23%, 55%, 77% e 79%).

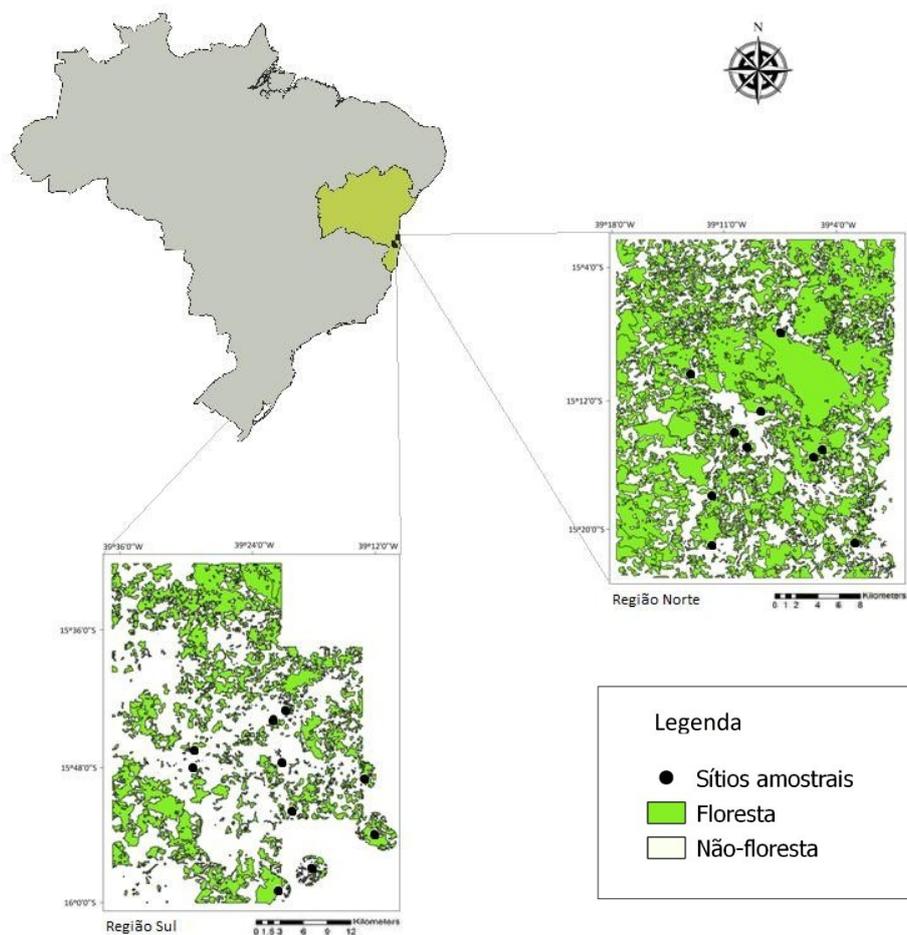


Figura 1. Área de estudo na Floresta Atlântica do sul da Bahia, Brasil. Os pontos pretos mostram a localização dos sítios de estudo situados na região Norte e Sul.

Em cada um dos 20 sítios de amostragem, estabelecemos 10 parcelas (10 x 4 m) para amostrar o componente do sub-bosque (totalizando 0,8 ha). As parcelas foram alocadas respeitando uma distância mínima de 50 m da borda para minimizar seus efeitos, e mantendo uma distância mínima de 50 m entre elas para garantir independência. A 1ª parcela foi alocada no centro do sítio e as demais parcelas foram alocadas aleatorizando a direção e a distância a partir da parcela anterior. Todos os indivíduos lenhosos (excetuando-se lianas e cipós) com altura entre 1 a 3 m foram amostrados, e tiveram um ramo coletado para morfotipagem e identificação taxonômica. A morfotipagem e identificação foram realizadas por comparação utilizando herbários de referência da região (CEPLAC, UESC) e com auxílio de especialistas. Adotamos a classificação APG III (2009). Os morfotipos identificados foram divididos em dois grupos ecológicos de acordo com sua estratégia de regeneração: tolerantes e intolerantes

à sombra. Para o grupo das tolerantes à sombra foram incluídos os espécimes pertencentes às famílias Myrtaceae, Sapotaceae e Chrysobalanaceae, uma vez que são as principais famílias desse grupo que compõem a Floresta atlântica e que apresentavam sua identificação taxonômica completa. A mesma motivação foi utilizado para a seleção das espécimes a ser considerada no grupo das intolerantes à sombra, que contou com indivíduos da família Melastomataceae, Fabaceae (apenas o gênero *Inga*) e Urticaceae. Para a riqueza e abundância das tolerantes e intolerantes à sombra, foi utilizada a proporção das mesmas em relação a comunidade geral do sub-bosque. Como grande parte do material é estéril e ainda está sendo identificado, fizemos a classificação das tolerantes e intolerantes à sombra apenas para o grupo já identificado em nível de famílias, que corresponde a 58% do total coletado.

– Variáveis locais

A abertura do dossel foi estimada, por meio de fotografias hemisféricas (câmera com lente olho-de-peixe). As fotos foram tiradas no ponto central de cada parcela, em um tripé a 1,5 m de altura acima do solo e posicionado em direção ao norte magnético (Bertani, 2006; Andrade, 2015). As fotografias foram realizadas no final da tarde ou em dias nublados para evitar a superexposição de luz, o que interferiria na estimativa de luz devido ao reflexo do sol na folhagem.

– Análise dos dados

A escala espacial na qual os efeitos são mais perceptíveis depende do tipo de organismo avaliado. Estudos desenvolvidos na região por Rocha-Santos (2016, 2017) avaliaram a influência da cobertura florestal na estrutura e composição da floresta mostraram que para árvores, a escala mais adequada a ser utilizada foi a de 1000m de raio. Porém acreditamos que as plantas de sub-bosque podem responder a efeitos mais locais, portanto testamos escalas menores. Para a avaliação das escalas espaciais em que a cobertura florestal melhor explica a abundância e a riqueza do sub-bosque, adotamos uma abordagem de seleção de modelos, onde testamos diferentes tamanhos de raio para cada uma das variáveis respostas (600, 800 e 1000m). Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) para selecionar o modelo mais verossímil, considerado aquele com menor valor de AICc (< 2). O raio com o menor valor AICc foi

utilizado como padrão para todas as análises subsequentes.

Realizamos testes de Shapiro-Wilk para testar a normalidade dos dados, seguidos de testes de correlação de Pearson para analisar a correlação entre a cobertura florestal e a abertura do dossel e como o coeficiente de correlação foi baixo ($R = -0,42$) mantivemos as duas variáveis nas análises. Verificamos a dependência espacial através do Índice de Moran (estimado na distância de 1 km), que indica o grau de associação espacial existente no conjunto de dados.

O cálculo da abertura do dossel foi baseado nas imagens hemisféricas convertidas em bitmaps, através do software GLA (Gap Light Analyzer). O processamento da imagem baseia-se na transformação e classificação dos pixels do céu (em branco) e da vegetação (em preto), através do contraste entre os dois, e a subsequente contagem de pixels do céu correspondente à abertura do dossel (Frazer et al., 1999), gerando assim a média de abertura do dossel para cada foto. Para estimar o percentual de luz direta dos locais das fotografias, foi mantida a constante solar do software em 1360 W/m^2 , e considerada a localização geográfica e o norte verdadeiro de cada imagem (Brandão et al., 2011). A média da abertura do sítio foi dada pelas médias das 10 fotos tiradas nas parcelas de cada sítio. Assim, foi adquirido o percentual da abertura do dossel, que se refere à intensidade de luz direta existente no sub-bosque.

Para verificar a relação entre a riqueza (número de morfoespécies) e abundância (número de indivíduos) do sub-bosque, assim como dos grupos das tolerantes e intolerantes à sombra com a cobertura florestal, fizemos análise de regressão utilizando GLM (Generalized linear model) usando distribuição binomial para corrigir a superdispersão detectada no conjunto de dados. Para cada variável dependente, construímos um modelo que avaliou a influência da cobertura florestal e da covariável região. Também utilizamos GLM para avaliar o efeito da abertura do dossel na riqueza e abundância do sub-bosque e dos grupos com diferentes estratégias (tolerantes e intolerantes à sombra). Todas as análises foram realizadas no software R usando os pacotes “lattice”, “nlme” e “MASS”.

6 RESULTADOS

Através da análise multiescalar, o buffer com um raio de 1000m se mostrou mais

adequado (menores valores de AICc) para a maioria das variáveis dependentes (Tabela 1). Dessa forma, utilizamos a escala de 'raio-1000' para analisar a influência da cobertura florestal em relação a essas variáveis. Vale destacar que as variáveis que apresentaram escalas adequadas diferentes de 1000m (Riqueza Geral e de Intolerantes, e abundância de intolerantes) também foram analisadas considerando o raio correspondente ao seu menor valor de AICc (600m e 800m), porém como o resultado encontrado foi próximo do encontrado no raio de 1000m, adotamos esta escala em todas as variáveis para padronizar.

Tabela 1 – Valor de Akaike (AICc) das variáveis dependentes em função da cobertura florestal em diferentes escalas (600 a 1000m), na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil. O menor valor de AICc (destacados em negrito) de cada variável dependente.

Variáveis	600m	800m	1000m
Abundância Geral	0.658	0.692	0.607
Riqueza Geral	0.569	0.639	0.580
Abundância Tolerantes	0.848	0.736	0.501
Riqueza Tolerantes	0.899	0.954	0.766
Abundância Intolerantes	0.345	0.210	0.377
Riqueza Intolerantes	0.824	0.703	0.840
Abertura Dossel	0.009	0.003	0.002

No total foram amostrados 1400 indivíduos, distribuídos em 826 morfoespécies em uma área total de 0,8 ha nos sítios imersos ao longo de um gradiente de cobertura florestal. Até o presente momento 90% do material amostrado está separado em morfoespécie, sendo que 58% do material amostrado está identificado em nível de família (40 famílias) e 11% em nível de espécie (37 espécies). A abundância e riqueza de morfoespécies foi altamente variável entre os sítios. O número de indivíduos em cada sítio variou de 29 a 148 (média de $69 \pm 33,14$) e o número de morfoespécies variou de 24 a 106 (média de $49,3 \pm 23,49$). A menor abertura do dossel foi de 4,8% e a maior de

7,7% (Tabela 2). O sítio equivalente a 14% de cobertura florestal apresentou os menores valores de abundância e riqueza gerais (29 e 24 respectivamente), enquanto os maiores foram registrados no sítio de 77% (148 e 106 respectivamente; Tabela 2). Para a proporção dos grupos ecológicos a maior abundância (32%) e riqueza (33%) de tolerantes à sombra, ocorreu no sítio correspondente a 20% de cobertura florestal. A menor abundância (3%) e riqueza (4%) foram encontradas no sítio com 62% de floresta (Tabela 2). Já as espécies intolerantes à sombra apresentaram a sua maior abundância (13%) nos sítios correspondentes a 23 e 69% de cobertura florestal, enquanto a maior riqueza (15%) no sítio com 23% de cobertura florestal. Em 7 áreas não foram encontrados indivíduos desse grupo ecológico até o momento (18%, 20%, 37%, 45%, 57%, 62% e 64%) (Tabela 2).

Para abertura do dossel, o sítio equivalente a 95% de cobertura florestal apresentou a menor abertura de dossel (4,8%) enquanto a maior (7,7%) foi encontrada no sítio de 18% de cobertura florestal (Tabela 2). O sítio equivalente a 6,2% de abertura de dossel apresentou a menor abundância e riqueza geral (29 e 24 respectivamente), enquanto a maior foi registrado no sítio de 6,4% (148 e 106 respectivamente; Tabela 2). Considerando a proporção, a maior abundância (32%) e riqueza (33%) de tolerantes à sombra, foi encontrada no sítio correspondente a 7,7% de abertura de dossel, enquanto a menor abundância (3%) e riqueza (4%) foram encontradas no sítio corresponde a 6,1% de abertura de dossel (Tabela 2). A maior abundância de intolerantes a sombra (13%) foi encontrada nos sítios com abertura de dossel de 6,6% e 6,8% e não foram encontrados indivíduos neste estudo considerados intolerantes à sombra em 7 áreas (5,83%; 6,0%; 6,1%; 6,7%; 7,1% e duas áreas com 7,7% de abertura de dossel (Tabela 2).

Tabela 2 – As 20 áreas com suas respectivas coberturas florestais (raio-1000m), abundância e riqueza geral, proporção da abundância e riqueza das espécies tolerantes e intolerantes à sombra e abertura de dossel na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil.

Cobertura Florestal (%)	Abundância Geral	Riqueza Geral	Abundância Tolerantes (%)	Riqueza Tolerantes (%)	Abundância Intolerantes (%)	Riqueza Intolerantes (%)	Abertura Dossel (%)
4	61	47	15	15	2	2	6,9
13	79	42	22	19	1	2	6,6
14	29	24	17	17	3	4	6,2

18	125	96	10	13	0	0	7,7
19	74	52	20	25	1	2	7,5
20	63	49	32	33	0	0	7,1
23	91	59	13	15	13	15	6,6
37	48	36	31	28	0	0	7,7
45	38	33	10	15	0	0	5,8
48	42	32	26	28	5	6	7
52	96	57	11	19	2	2	6,1
55	91	56	6	11	2	4	6,4
57	41	28	14	18	0	0	6,7
62	35	24	3	4	0	0	6,1
64	41	35	19	23	0	0	6
68	31	24	6	8	13	4	6,8
77	148	106	16	16	2	3	6,4
79	62	38	21	24	3	3	6
80	99	83	22	25	1	1	6,1
95	96	65	18	20	10	5	4,8

As análises realizadas através do índice de Moran apontaram a inexistência de um padrão de autocorrelação espacial ($p = 0,7$) tanto para abundância como para riqueza geral.

A perda de cobertura florestal na paisagem gerou redução na riqueza e abundância geral no sub-bosque ($p \leq 0,03$; Figura 2 e Tabela 3) mas não afetou a riqueza dos grupos ecológicos (tolerantes, $p = 0,7$ e intolerantes à sombra, $p = 0,5$; Figura 2, Tabela 3) e nem a abundância das tolerantes e intolerantes à sombra ($p = 0,5$; $p = 0,2$; Figura 2, Tabela 3).

Apesar de não termos encontrado correlação espacial, a localização geográfica (regiões norte e sul) foi significativa para a abundância e riqueza geral ($p \leq 0,006$; Tabela 3) indicando que essas variáveis se comportam de forma diferente entre as duas regiões (Una e Belmonte), porém não foi significativa para a abundância e riqueza do grupo das tolerantes e riqueza das intolerantes à sombra ($p \leq 0,9$; Tabela 3).

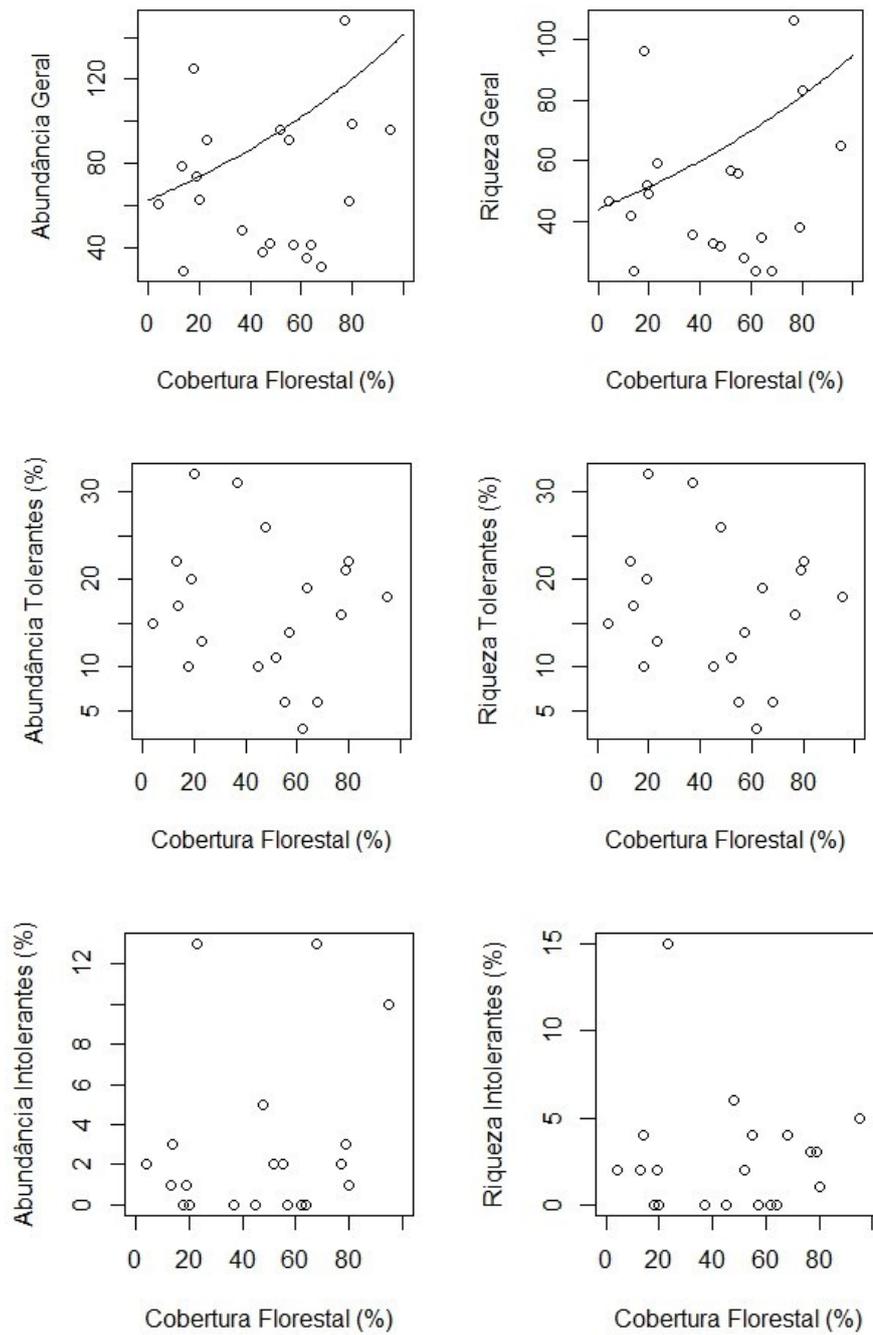


Figura 2 – Relação entre a abundância e a riqueza geral, a abundância e riqueza dos grupos das tolerantes e intolerantes à sombra com a cobertura florestal em escala de paisagem na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil.

Embora a redução da cobertura florestal tenha afetado a abertura de dossel, indicando maior entrada de luz em paisagens mais desmatadas ($p = 0,002$; Figura 3), a abertura de dossel não influenciou a riqueza e a abundância geral ($p = 0,8$ e $p = 0,9$ respectivamente; Figura 4), nem a riqueza das tolerantes e intolerantes ($p = 0,4$ e $p = 0,4$ respectivamente; Figura 4) e a abundância das tolerantes e intolerantes à sombra ($p = 0,2$; $p = 0,3$; Figura 4).

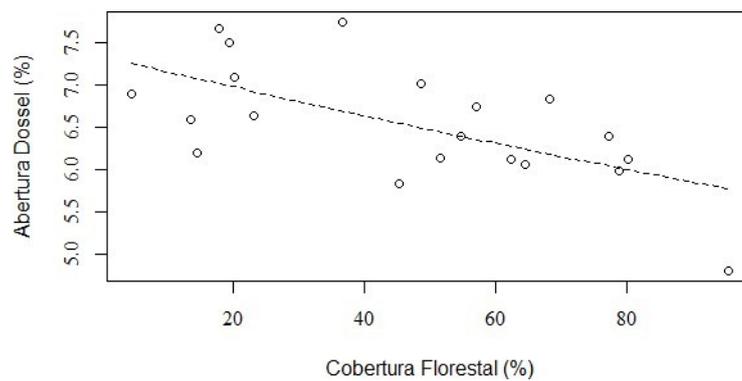


Figura 3 - Relação entre a abertura de dossel com a cobertura florestal em escala de paisagem na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil.

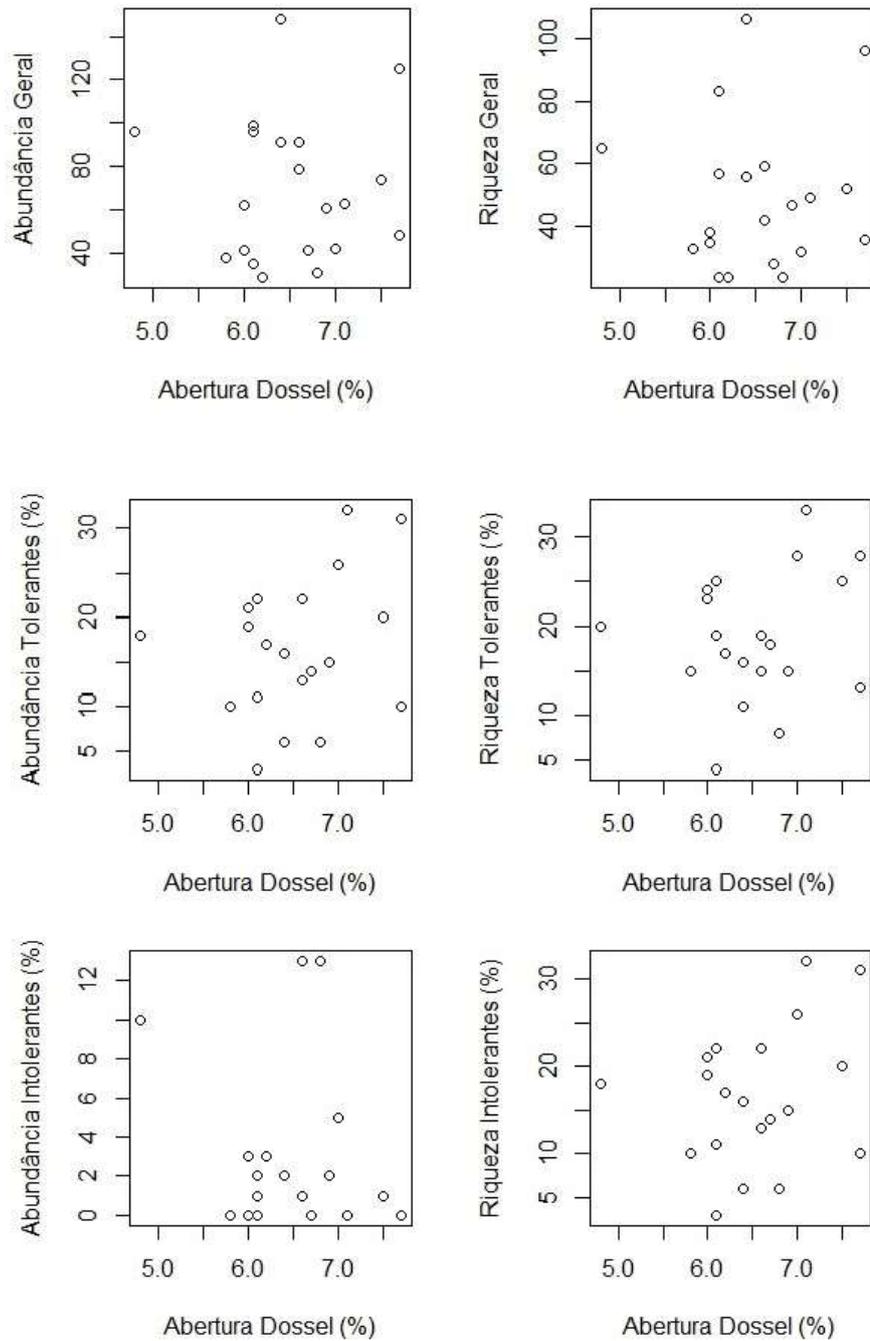


Figura 4 – Relação entre a abundância e a riqueza geral e a abundância e riqueza dos grupos das tolerantes e intolerantes à sombra com a abertura de dossel em uma paisagem na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil.

Tabela 3 – Influência da cobertura florestal e da região determinada por meio de Modelo Linear Generalizado (GLM), sobre abundância e riqueza da vegetação do sub-bosque na Floresta Atlântica do Sul da Bahia, Brasil.

Variáveis	Estimate	Std. Error	z value	P
Abundância Geral				
Cobertura Florestal	0,008	0,003	2,09	0,03*
Região	-0,614	0,203	-3,02	0,002*
Riqueza Geral				
Cobertura Florestal	0,007	0,003	1,99	0,04 *
Região	-0,540	0,200	-2,69	0,006 **
Abundância Tolerantes				
Cobertura Florestal	-0,002	0,005	-0,54	0,5
Região	0,005	0,260	0,02	0,9
Riqueza Tolerantes				
Cobertura Florestal	0,001	0,004	0,34	0,7
Região	0,039	0,210	0,18	0,8
Abundância Intolerantes				
Cobertura Florestal	0,015	0,014	1,07	0,2
Região	-0,468	0,746	-0,62	0,5
Riqueza Intolerantes				
Cobertura Florestal	0,008	0,012	0,66	0,5
Região	-0,931	0,645	-1,44	0,1

5 DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho mostraram redução da riqueza e abundância geral da vegetação do sub-bosque, à medida que perdemos floresta na paisagem, conforme esperávamos. Isto indica que os fragmentos imersos em paisagens mais desmatadas, apresentam alterações bióticas e/ou abióticas que estão restringindo pelo menos uma etapa do ciclo de vida das plantas, quer seja a germinação, o recrutamento, o estabelecimento ou a sobrevivência dos indivíduos. Nossos resultados sugerem que a comunidade do sub-bosque como um todo é fortemente afetada pela perda de floresta na paisagem, assim como já registrado para determinadas famílias e gênero de sub-bosque na região de estudo (Andrade et al, 2015; Benchimol et al, 2017; Rigueira, 2012). Os dados também corroboram a ideia de que a riqueza de espécies existente em um local está positivamente relacionada com a quantidade total de habitat na paisagem. (Fahrig, 2013).

A redução na riqueza e abundância de indivíduos do sub-bosque parece acompanhar o que acontece com o estrato arbóreo na área de estudo. À medida que o desmatamento avança, provoca aumento da mortalidade de árvores, principalmente das de grande porte, devido ao aumento do efeito de borda, que gera mudanças na estrutura da floresta como a ruptura no dossel (Rocha-Santos, 2016). Essa modificação no dossel, além de levar a mudanças na incidência luminosa gerando alterações nas condições microclimáticas, também provoca mudanças no nível de nutrientes do solo (Honnayi et al., 2005). Como a variação de nutrientes no solo está relacionada ao seu nível de umidade (Van Den Berg & Oliveira-Filho, 1999), as áreas que possuem um dossel mais aberto, por possuir um solo mais exposto à radiação solar, apresentarão solos mais quentes e menos úmido, portanto mais pobres em nutrientes. Solos mais ricos em nutrientes podem sustentar um maior número de indivíduos, enquanto em solos mais pobres permanecerão apenas as espécies mais resistentes (Coley et al., 1985). Ademais, a disponibilidade de nutriente no solo também irá afetar a taxa de crescimento da planta (Sollins, 1998) e por conseguinte a sua reprodução e recrutamento. Dessa forma, as alterações no dossel registradas neste estudo podem estar exercendo influência nas características do solo das áreas, com a comunidade vegetal respondendo de maneira particular frente a estas características. Essas diferenças podem estar excluindo ou promovendo o estabelecimento das espécies, conforme mostra o estudo de Meira-Neto (2005), que revelou que as características edáficas foram mais importantes para explicar a distribuição das espécies do sub-bosque do que a abertura de dossel. De forma similar, um estudo na floresta amazônica revelou que as comunidades de espécies vegetais se organizam de acordo com as características do solo (Lima et al, 2003). Assim, embora a floresta atlântica possua solos de baixa fertilidade, as diferenças pedológicas frente as mudanças geradas pela modificação na estrutura do dossel podem estar promovendo o aumento (solos mais ricos em nutrientes) ou a redução das espécies (solos mais pobres) dentro da comunidade vegetal estudada. A redução da riqueza e abundância registrada no estudo pode estar ocorrendo devido ao aumento da abertura do dossel, que deixa o solo mais pobre, provocando a morte das espécies mais sensíveis. Modificações na estrutura da floresta também podem aumentar a herbivoria por insetos, aumentando o dano foliar e reduzindo o controle top-down de herbívoros por aves e artrópodes, conforme registrado no estudo de Morante-Filho et al (2016b), o que também contribui com o aumento da mortalidade dos indivíduos, provocando a diminuição da sua riqueza e abundância.

Embora a diminuição da riqueza e abundância geral sejam comumente relacionada com a perda de espécies tolerantes à sombra, e que áreas com maiores porcentagens de cobertura florestal apresentem melhores condições para o desenvolvimento dessas espécies, nossos resultados indicaram que a perda de cobertura florestal não exerceu efeito nas espécies tolerantes à sombra. Contudo, a densidade de plantas tolerantes à sombra foi em geral baixa, indicando um comprometimento geral dessas espécies na paisagem. Uma das possíveis causas, pode ser a redução na dispersão das sementes destas espécies, devido a defaunação já registrada na região. (Canale et al, 2012; Morante Filho et al., 2015). Na região do estudo, existe uma grande pressão de caça, que reduziu e até extinguiu localmente algumas espécies de mamíferos de médio e grande porte (Canale et al, 2012). Além disso, foi evidenciado que o desmatamento provoca a redução das aves de sub-bosque (Laps et al, 2003), de especialistas em florestas (Morante Filho et al., 2015), assim como de aves frugívoras e da taxa de frugivoria (Menezes et al, 2016). Desse modo, a dispersão biótica fica comprometida com o desmatamento, o que pode explicar o fato que as espécies vegetais com síndrome de dispersão biótica são as mais afetadas com o desmatamento (Rocha-Santos et al. 2017). A dispersão de sementes para longe da planta-mãe é importante para o estabelecimento das espécies, pois uma maior quantidade de sementes próximas umas as outras poderá levar a competição interespecífica, aumentando a predação e a probabilidade de morte dos indivíduos (Jordano et al. 2006). Dessa forma, a intensificação destas alterações bióticas na região de estudo, podem ter auxiliado na perda de indivíduos e espécies, o que pode explicar em partes os padrões observados.

No nosso estudo foi possível observar que ocorreu o aumento da abertura de dossel a medida que perdemos floresta na paisagem. Apesar disso poder indicar que as áreas com menores percentuais de cobertura florestal apresentam o dossel menos estruturado, gerando ambientes mais favoráveis para espécies intolerantes à sombra (Vazquez-Yanes, & Orozco-Segovia, 1992; Brunet et al., 1996), não encontramos evidências que sustentem essa hipótese. Resultado parecido já foi encontrado na região de estudo considerando espécies arbóreas, onde a abundância de espécies intolerantes à sombra foi mantida ao longo do gradiente de cobertura florestal (Rocha-Santos et al, 2017). Todavia, os valores de abertura de dossel registradas neste estudo, que variaram entre 4,8% a 7,7% merecem atenção. A literatura indica que em florestas tropicais conservadas, a quantidade de luz que chega ao sub-bosque é geralmente baixa, podendo atingir até 2% (Bazzaz & Picket, 1988). Desse modo, mesmo as nossas áreas imersas em

paisagens mais florestadas, apresentam mais do que o dobro do mensurado para fragmentos florestais bem conservados, indicando perturbações nos fragmentos estudados.

Embora a comunidade vegetal não tenha respondido aos valores obtidos de abertura de dossel, a mesma pode estar respondendo a um outro fator importante: a arquitetura da clareira em questão. Uma vez que a radiação no sub-bosque é realizada por intermédio de feixes de luz que chegam através do dossel (Whitmore & Brown, 1996), a arquitetura da clareira formada irá influenciar na quantidade e na duração da incidência luminosa no sub-bosque, afetando diretamente a distribuição das espécies que irão se organizar de acordo com as suas estratégias ecológicas (tolerantes ou intolerantes à sombra) (Souza et al., 2009). As espécies intolerantes à sombra irão se beneficiar da maior incidência luminosa, obtendo um maior sucesso competitivo em relação às espécies que necessitam de sombra para se desenvolverem (Marques & Oliveira, 2004). Já as espécies tolerantes à sombra precisarão de ambientes sombreados e com temperaturas mais amenas para se estabelecer, sobreviver e conseguirem competir (Marques & Oliveira, 2004). Já foi registrado, por exemplo, que a exposição à luz direta por mais de 30 minutos em plantas tolerantes à sombra pode causar estresse hídrico e prejuízos à fotossíntese (Elias, 2014). Além disso, as plântulas de espécies tolerantes têm a capacidade de se manter a sombra da floresta em estado de dormência (Hartshorn, 1978) e quando submetidas a um regime de luz propício para o seu desenvolvimento apresentam altas taxas de crescimento (Denslow, 1980). Por isso, uma vez que a incidência de luz é determinante para a persistência das espécies, além do tamanho das clareiras devemos considerar sua arquitetura. O mesmo valor de abertura de dossel pode estar sendo representado por clareiras que apresentam regimes de luz distintos, pois o resultado pode vir de apenas uma clareira grande ou do somatório de várias pequenas. Na primeira situação, o sub-bosque recebe grandes taxas de radiação ao longo do dia, podendo elevar as taxas de mortalidade das espécies tolerantes à sombra por foto-inibição (Powles, 1984), promovendo a sua redução e beneficiando as espécies intolerantes à sombra. Na segunda situação, a radiação no sub-bosque será mais amena, ocorrendo em períodos mais curtos de tempo, gerando condições de luminosidade, umidade e temperatura mais propícias para o estabelecimento e crescimento destas espécies (Barton et al., 1989; Martins et al., 2008), impulsionando o seu aumento e favorecendo a competição dessas espécies frente as espécies intolerantes à sombra presentes naquela comunidade. Desse modo, as diferentes dinâmicas do regime de luz presentes na área de estudo podem ter levado a um efeito compensatório, ao gerar tanto lugares favoráveis quanto lugares desfavoráveis para os

diferentes grupos ecológicos considerados nesse estudo, resultando na ausência de resposta das mesmas.

No estudo encontramos diferença para abundância e riqueza da comunidade do sub-bosque em relação às duas regiões estudadas (norte e sul). A região norte, de modo geral, apresentou maior riqueza e abundância de indivíduos em comparação com a região sul. Os fragmentos localizadas na região Norte, encontram-se mais isoladas e de difícil acesso em comparação à região Sul, sendo estas últimas visitadas com mais frequência pelos seres humanos, o que facilita a sua exploração. (Liu e Slik, 2014). De fato, durante a amostragem em campo, algumas áreas da região Sul apresentavam sinais de desmatamento recente, possuindo grandes áreas alteradas no interior do fragmento devido ao corte seletivo e abertura de novas trilhas. Essas perturbações podem ter se refletido na riqueza e abundância das espécies encontradas.

Assim, a redução do habitat per se, as características podológicas e as mudanças na estrutura da floresta bem como seus efeitos sobre dispersores, podem afetar a regeneração de forma direta ou indireta, o que, por sua vez, pode alterar a composição e a diversidade da comunidade do sub-bosque como um todo, evidenciando a sua sensibilidade ao desmatamento.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A redução na cobertura florestal em nível de paisagem exerce influência negativa na riqueza e na abundância da comunidade do sub-bosque como um todo, enquanto a abertura do dossel, embora influenciada pela redução de cobertura florestal, não parece estar afetando esses padrões. Isso indica que a perda de habitat per se e as mudanças na estrutura da floresta, bem como possíveis alterações nas interações planta-animal e nas características podológicas, devem estar limitando alguma etapa do ciclo de vida das plantas de sub-bosque, prejudicando o recrutamento, estabelecimento ou sobrevivência dos indivíduos. Não encontramos influência da cobertura florestal e da abertura do dossel nos padrões das espécies tolerantes e intolerantes à sombra. No entanto, nossos resultados devem ser interpretados com cautela, pelo fato de não ter sido possível ainda separar os efeitos da cobertura florestal entre a comunidade arbustiva e comunidade arbórea jovem, pois parte do material estéril ainda está sendo identificado. Pelo mesmo motivo, a classificação dos grupos de tolerantes e intolerantes à sombra

foram restritos a algumas famílias e não a todas presentes na comunidade, o que traria respostas mais precisas.

Nosso estudo mostra que maiores percentuais de cobertura florestal na paisagem são de fundamental importância para a manutenção da diversidade da comunidade do sub-bosque. Dada a grande relevância que o sub-bosque possui nos ecossistemas florestais, devido ao seu papel de auxiliar na manutenção de recursos disponíveis para a fauna, bem como na regeneração natural da floresta, são necessárias que medidas adequadas que visem à conservação das espécies sejam tomadas, como a manutenção de um percentual adequado de cobertura vegetal na paisagem, capaz de manter a diversidade da comunidade vegetal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguilar, R. & Galetto, L. 2004. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). *Oecologia* 138: 513–520.

Andrade, E. R., Jardim, J. G., Santos, B. A., Melod, F. P. L., Talora, D. C., Faria, D. & Cazetta, E. 2015. Effects of habitat loss on taxonomic and phylogenetic diversity of understory Rubiaceae in Atlantic forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, v. 349, p. 73-84.

APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 161, 105–121.

Araujo, M., Alger, K., Rocha, R., & Mesquita, C. A. B. 1998. A mata atlântica do sul da Bahia.

Balbacha, A. 1960. As plantas curam. São Paulo: Missionária, 1960. 342 p.

Banks-Leite, C. 2009. Conservação da comunidade de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas da Floresta Atlântica. Tese de doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. *Medio Ambiente*. n.6, 1-27

Barton, A. M., Fetcher, N. E. D. & Redhead, S. 1989. The relationship between

- treefall gap size and light flux in a Neotropical rain forest in Costa Rica. p. 437– 439.
- Bazzaz, F.A.; Pickett, S.T.A. 1988. Ecofisiologia de la sucesion tropical: una revision comparativa. *Cronica Forestal y del Medio Ambiente*, n.6, p.1-27, set.
- Benchimol, M., Talora, D. C., Mariano-Neto, E., Oliveira, T. L. S., Leal, A., Mielke, M. S. & Faria, D. 2017. Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on *Arecaceae* diversity in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, v. 384, p. 314-322.
- Bertani, D. F. 2006. Ecologia de populações de *Psychotria suterella* Müll. Arg. (Rubiaceae) em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas.
- Bjorkman, O. 1981. Responses to different quantum flux densities. In: Lange, O.L.; Nobel, P.S.; Osmond, C.B.; Ziegler, H. (Org.). *Physiological plant ecology responses to the physical environment*, Berlin, Alemanha. 1981. p. 57-107.
- Brandão, D. O. 2011. Comparação entre métodos de amostragem de luz e o efeito dos fatores bióticos e abióticos sobre sua disponibilidade em uma floresta tropical na Amazônia Central. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Brown Jr., K.S., & Brown, G.G. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In *Tropical deforestation and species extinction* (T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds.)
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Tyler, G. 1996. Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management*, v. 88, n. 3, p. 259-272.
- Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F., Kierulff, M.C.M. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS One* 7, e41671. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>.
- Cassano, C., Barlow, J., Pardini, R. 2012. Large mammals in an agroforestry mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 44, 818–825.
- Carvalho, P. E. R. 2003. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica;

Colombo/PR: Embrapa Florestas. v.1, 1039p.

Coley, P.D.; Bryant, J.P.; Chapin, F.S. 1985. Resource Availability and Plant Antiherbivore Defens. *Science*, v. 230, p. 895-899.

Cushman, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128 (2006) 231 – 240.

Davis, E. S., Murray, T. E., Fitzpatrick, U., Brown, M. J. F., Paxton, R. J. 2010. Landscape effects on extremely fragmented populations of a rare solitary bee, *Colletes floralis*.

Denslow, J. S. 1980. Gap Partitioning among Tropical Rainforest Trees. *Biotropica*, v. 12, n. 2, p. 47–55.

Elias sen, P. 2014. Sunflecks in forest communities and their importance for plant life in a forest understorey.

Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction.

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. 2002. Comunidade de morcegos em uma paisagem Fragmentada da mata atlântica do sul da Bahia, Brasil. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Biologia.

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. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2335–2357.

Féon, V. L.; Schermann-Legionnet, A.; Delettre, Y.; Aviron, S.; Billeter, R.; Bugter, R.; Hendrickx, F.; Burel, F. 2010. Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: a large scale study in four European countries.

Frazer, G.W., Canham, C.D., Lertzman, K.P. 1999. Gap light analyzer (GLA),

version 2.0: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation.

Furlan, S.A. & Nucci, J.C. 1999. A conservação das florestas tropicais. São Paulo: Atual. Série Meio Ambiente.

Galvani, E. & Lima, N. G. B. 2014. Fotografias Hemisféricas Em Estudos Microclimáticos: Referencial Teórico-Conceitual E Aplicações. *Ciência e Natura*, v. 36, n. 3.

Gentry, A.H. 1981 Distributional patterns and na additional species of the *passiflora vitifolia* complex: Amazonian species diversity due to edaphically differentiated communities. *Plant Systematics and Evolution*, v. 137, p. 95-105.

Gentry, A.H. & Emmons, L.H. 1987. Geographical variation in fertility, phenology and composition of the understory of Neotropical forests. *Biotropica* 19: 216-227.

González-Varo, J. P.; Arroyo, J.; Aparicio, A. 2009. Effects of fragmentation on pollinator assemblage, pollen limitation and seed production of Mediterranean myrtle (*Myrtus communis*).

Grombone-Guaratini, M.T. 1999. Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração (Tese Doutorado) Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas-SP, p. 159.

Guariguata, M.R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and management*, v. 148, p. 185-206.

Hartshorn, G. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics.

Honnayi, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B & Hermy, M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species, *The new Phytologist*, v. 166, n. 3, p. 723-736.

Hinkelmann, C. & Kirwan, G. M. 2013. Saw-billed Hermit (*Ramphodon naevius*). Lynx Edicions.

Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A., & Silva, W. R. 2006. Ligando Frugivoria e

Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação

Krause, G. H. & Winter, K. 1996. Photoinhibition of Photosynthesis in Plants Growing in Natural Tropical Forest Gaps. A Chlorophyll Fluorescence Study. Original Paper, v. 109, p. 456–462.

Kozera, C.; Rodrigues, R.R. & Dittrich, V.A.O. 2009. Composição florística do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Morretes, Pr, Brasil. *Floresta* 39(2): 323-334.

Laps, R. R. et al. 2003. Cap 6 – Aves In Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S. (orgs) *Fragmentação de Ecossistemas. Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília –P 154-181. DF.

Lima, J.A.S.; Mengueilli, N.A.; Gazerl Filho, A.B., Pérez, D.V. 2003. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical por características do solo. *Pesquisas Agropecuárias brasileiras*, v.38, n.1, p. 109-116.

Liu, J.J. & Slik, J.W.F. 2014. Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree conservation. *Biol. Conserv.* 171, 99–106. doi:10.1016/j.biocon.2014.01.004.

Marques, M. C. M & Oliveira, P. E. A. M. 2004. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de duas Florestas de Restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, V.27, n.4, p.713-723.

Martins, S.V.; Gleriani, J.M.; Amaral, C.H.; Ribeiro, T.M. 2008. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, v.32, n.4, p.759-767.

Martini, A. M. Z., P. Fiaschi, A. M. Amorim, and J. L. Paixão 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 16:3111-3128.

Meira-Neto, J.A.A.; Martins, F.R.; Souza, A.L. 2005. Influencia da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque. *Acta Botanica Brasilica*. v. 19, n.3, p. 473-486.

Menezes, I., Cazetta, E., Morante-Filho, J. C. & Faria, D. 2016. Forest cover and bird diversity: drivers of fruit consumption in forest interiors in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science* Vol. 9 (1): 549-562.

Moran, C. & Catterall, C. P. 2014 Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conserv Biol* 28:551–560. doi: 10.1111/cobi.12236

Morante-Filho, J. C., Faria, D., Mariano-Neto, E. & Rhodes, J. 2015. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One* 10:e0128923. doi: 10.1371/journal.pone.0128923.

Morante-Filho, J.C., Arroyo-Rodríguez, V., Lohbeck, M., Tschardtke, T. & Faria, D., 2016b. Tropical forest loss and its multitrophic effects on insect herbivory. *Ecology* 97, 3315–3325.

Müller, S.C. & Waechter, J.L. 2001 Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 24, n. 4, p. 395-406.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Nascimento, H. E. M. & Laurance, W. F. 2006. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 2, p. 183–192.

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.

Ogawa, H.Y., Mattoso, A.Q., Custodio Filho, A., et al. 1990. Áreas silvestres, manejo e conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6, 1990, Campos do Jordão - SP. Anais... São Paulo: SBF, 1990. v. 1, 155 p. p. 144-148.

Oliveira, R.J.; Mantovani, W.; Melo, M.M.R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo- arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botânica Brasílica*. v.15, n.3, p.391- 412.

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

Pessoa, M. S. 2016. Influência da cobertura florestal sobre frutos carnosos em paisagens desmatadas de Floresta Atlântica. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia, Brazil.

Pinheiro, M. P. 2007. Variação sazonal no micro-clima do sub-bosque e seus efeitos no estabelecimento de mudas de *Ceasapinia echinata* Lam. e de *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze em floresta de encosta e cabruca no sul da Bahia Brasil (Dissertação Mestrado) Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

Powles, S. B. 1984. Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. *Plant Physiol.*, p. 15–44.

Reis, C. S & Conceição, G. M. 2010. Aspectos florísticos de um fragmento de vegetação, localizado no Município de Caxias, Maranhão, Brasil. *Scientia Plena*. 6(2): 2-17.

Ribeiro, L. F; Thomaz, L. D & Mileipe, J. C. 2007. Caracterização da comunidade arbórea de um fragmento de floresta ombrófila densa montana (Santa Teresa – ES) a partir de grupos ecológicos de seus diásporos. *Natureza on line* 5(1): 1-9.

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.

Rincon, E. & Huante, P. 1993. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees: Structure and Function*, v.7, p.202-207.

Rocha-Santos, L., Pessoa, M. S., Cassano, C. R., Talora, D. C., Orihuela, R. L. L., Mariano-Neto, E., Morante-Filho, J. C., Faria, D., Cazetta, E. 2016. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*, v. 196, p. 1-9.

Rocha-Santos, L., Benchimol, M., Mayfield, M.M., Faria, D., Pessoa, M.S., Talora, D.C, et al. 2017. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. *PLoS ONE* 12(4): e0175545.

Rodríguez-Cabal, M, A., Aizen, M. A & Novaro, A. J. 2007. Habitat fragmentation

disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America
Biological Conservation 139:195-202.

Soares, R. G. S. 2017. O efeito da quantidade de floresta e heterogeneidade da paisagem na polinização de espécies de sub-bosque de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Universidade Federal de São Carlos.

Sollins, P. 1998. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? *Ecology*, v. 79, p. 23-30.

SOSMA & INPE 2018. Desmatamento da Mata Atlântica – Período de 2016-2017. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

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*, v. 22, n.3, p. 57-66.

Swaine, M. D. & Whitmore, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, v. 75, n. 1–2, p. 81–86.

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.

Thomas, W. M. W., A. M. V. D. E. Carvalho, A. M. A. Amorim, J. Garrison, and A. L. Arbeláez 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7:311-322.

Van Den Berg, E. & Oliveira-Filho, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora*, vol. 194, n. 3, p. 249- 266.

Vazquez-Yanes, C. & Orozco-Segovia, O. 1992. Effects of litter from a tropical rainforest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. *Tree Physiology*, v. 11, n. 4, p. 391–400.

Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *America*, v. 70, n. 3, p. 536–538.

Whitmore, T. C. & Brown, N. D. 1996. Dipterocarp Seedling Growth in Rain Forest Canopy Gaps during Six and a Half Years. p. 1195–1203.