

TÂMIRIS LIMA DOS SANTOS DE OLIVEIRA

**EFEITO DA PAISAGEM NA RIQUEZA DE ARECACEAE EM FLORESTAS DE MATA
ATLÂNTICA NO SUL DA BAHIA**



ILHÉUS
2013



PPG Ecologia da Conservação



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

TÂMIRIS LIMA DOS SANTOS DE OLIVEIRA

EFEITO DA PAISAGEM NA RIQUEZA DE ARECACEAE EM FLORESTAS DE MATA
ATLÂNTICA NO 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.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo S. Mielke

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

ILHÉUS
2013

O48 Oliveira, Tâmiris Lima dos Santos de
Efeito da paisagem na riqueza de arecaceae em
florestas de Mata Atlântica no sul da Bahia / Tâmiris Lima
dos Santos de Oliveira. – Ilhéus, BA: UESC, 2013.
68 f.: il.

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

Inclui referências.

Inclui apêndice.

1. Palmeira - Bahia. 2. Ecologia das florestas tropicais –
Mata Atlântica. 3. Habitat (Ecologia) – Conservação. 4.
Florestas tropicais – Conservação. I. Título.

CDD 584.5098142

*À Deus,
Aos meus pais,
A minha família.*

*Eu sou grato por tudo que tenho
O tesouro maior desse mundo
Me foi dado como herança eterna
Maior prova de um amor tão profundo
Tenho vida, alegria em todo tempo
Tenho amigos, família e muitos irmãos
Foi Jesus meu amigo verdadeiro
Tudo Ele fez ao me dar a salvação
Louvarei ao Senhor, em todo tempo
Seu louvor estará continuamente
Em meus lábios e também no coração
Jesus Cristo será sempre minha canção.*

Tributo a Yehovah (Adhemar de Campos).

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus por ter me dado força, paz de espírito, tranqüilidade e capacidade para chegar até aqui, sem Ele eu não conseguiria;

Aos meus pais Antonia e Dário, que mesmo sem entender o sentido de um mestrado e aos meus sogros Silvia e Nilton pela torcida a cada conquista de minha vida e pelas orações;

Ao meu esposo Nilton Júnior que com amor me trouxe até aqui pelo grande incentivo, compreensão nas minhas ausências, me deu apoio e colo nos momentos difíceis e compartilhou comigo os momentos alegres de conquistas;

A amiga Regina Martins por todo incentivo, companheirismo, por me levantar com palavras e abraços e afirmar que no final “tudo dá certo”;

As amigas Marli Encarnação e Solange Conceição por todo incentivo;

Ao meu pastor Herinaldo Júnior e sua esposa Miss. Sandra pelas orações, palavras de sabedoria e apoio;

Ao meu orientador Prof. Dr. Marcelo Mielke pela acolhida fraternal, incentivo, estímulo, paciência e compreensão;

A minha co-orientadora Prof^a. Dr^a. Daniela Talora que desde o início me incentivou, acreditou no meu potencial e teve paciência;

A companheira Edyla Ribeiro por compartilhar comigo todas as ansiedades, angústias e aventuras em campo;

Aos meus amigos Rafael Chaves, Adrielle Leal e Carol Cornélio por se disponibilizarem a me ajudar em campo;

Ao Eng. Agrônomo Carlo Alex Guimarães por disponibilizar sua fazenda e alguns funcionários para me auxiliar na identificação de algumas palmeiras;

Ao Professor Luiz Alberto por disponibilizar o espaço do Herbário da UESC para identificação e armazenamento de coleta e por me ajudar também na identificação;

Ao amigo Harildon por me ajudar na montagem dos mapas;

A pós-doc Letícia dos Anjos pela ajuda no roteiro de escrita;

Ao amigo Lucas pela troca de experiência nas análises e identificação de plantas;

A UESC pelo apoio logístico e financeiro através de projeto aprovado a concepção deste trabalho e aos seus motoristas;

Ao Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade em especial a Coordenadora Déborah Faria, a secretária Iky e demais professores pelo apoio logístico, atenção, transmissão de conhecimentos, oportunidade e confiança;

Aos meus colegas de sala Virgínia, Flora, Daniele, Renata e demais colegas pela troca de experiências e convivência;

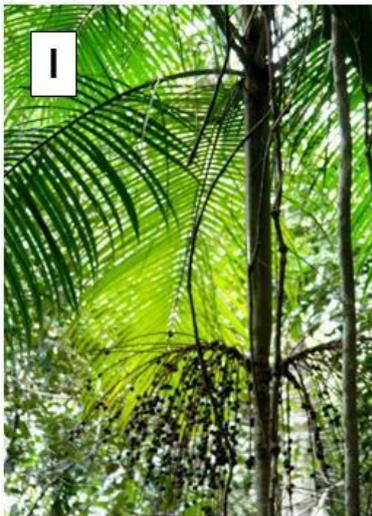
Aos colegas da Rede Sisbiota: Michaelle, Larissa, José Carlos, Josafá, Leiza, Laís, Edyla, João (UFBA) e Flora por compartilharmos momentos de dúvidas, artigos, realizações, convivências e experiências no projeto;

Aos professores da Rede Sisbiota Déborah Faria, Daniela Talora, Marcelo Mielke, Eliana Cazetta, Eduardo Mariano Neto e Anthony pelas discussões acerca do delineamento do projeto e análises;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pelo apoio financeiro através de bolsa de Mestrado;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPQ pelo apoio ao Projeto Rede Sisbiota;

A todos que, de alguma forma, contribuíram direta ou indiretamente com a realização deste trabalho.



Fotos: Tâmiris Lima

LEGENDAS DA PRANCHA

- A – Infrutescência madura de *Bactris pickelli* Burret no interior de um fragmento florestal no município de Una – Bahia.
- B – Folhas da palmeira escandente *Desmoncus orthacanthos* Mart no interior do fragmento.
- C – Parte vegetativa da espécie *Geonoma pauciflora* Mart
- D – Infrutescência da espécie *Geonoma littoralis* Noblick & Lorenzi
- E – Infrutescência madura de *Geonoma pohliana* Mart
- F – Parte vegetativa da espécie *Geonoma conduruensis* Lorenzi, as folhas inteiras são características dessa espécie recém-descoberta para a ciência.
- G - Inflorescência da espécie *Allagoptera caudescens* (Mart) Kuntze.
- H - Parte vegetativa da espécie *Bactris vulgaris* Barb, detalhe para a folha pinada.
- I – Detalhe da coroa foliar da espécie *Euterpe edulis* Mart com dois cachos maduros
- J – Estipe de *Syagrus botryophora* (Mart) Mart com detalhe da copa e das folhas pinadas (palhas).
- K- Estipe de *Bactris ferruginea* Burret, com detalhe para os espinhos.
- L -Infrutescência da espécie *Bactris horridispatha* Noblick, endêmica do sul da Bahia.
- M - Frutos maduros de *Bactris acanthocarpa* Mart, com espata espinhosa.
- N - Infrutescência de *Bactris glassmanii* Medeiros-Costa & Noblick

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.**Área de estudo Localizada na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil, com a localização das paisagens selecionadas e os respectivos percentuais de cobertura de florestal ombrófila. As paisagens de menor percentual de cobertura florestal estão localizadas nos municípios de Mascote, Belmonte e Canavieiras e as paisagens com cobertura florestal acima de 35% estão localizadas no município de Una. 32
- Figura 2.**Caracterização das paisagens amostradas com os diferentes percentuais de cobertura florestal (9 a 71%) com a ilustração da vegetação (floresta ombrófila), matriz e hidrologia. Os quadrados vermelhos são as parcelas de amostragem (0,5 hectares). As paisagens estão localizadas na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil. 33
- Figura 3.** Esquema da posição das fotografias hemisféricas. Cada parcela foi subdividida em 10 subparcelas de 20m² e cinco de 10 x 20m. O ponto central em cada círculo representa a posição da fotografia. Cada círculo tem área de 314 m², o total da área avaliada em 4396 m², com uma sobreposição de 184 m². 35
- Figura 4.** Fotografias hemisféricas: A) Fotografia da área de 8%, B) Fotografia da área de 70%, C) Fotografia transformada em pixel pelo programa Gap Light Analyzer, D) Fotografia dividida em quatro círculos concêntricos com 16 quadrados de áreas iguais que permite obter a abertura central e aberturas periféricas. 35
- Figura 5.** Box-plot da abertura total de dossel em porcentagem com os valores máximos e mínimos em relação às paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal, localizadas da região de Una e Belmonte – Bahia, Brasil. A linha central da caixa marca a mediana do conjunto de dados. A parte inferior da caixa é delimitada pelo quartil inferior e a parte superior pelo quartil superior. Paisagens com cobertura florestal seguidas de mesma letra apresentam médias que não diferem significativamente entre si pelo teste de Scott-Knott em nível de 5% de probabilidade. 40
- Figura 6.** Box-plot das aberturas de dossel em porcentagem com os valores máximos e mínimos no 1º círculo (A), 2º círculo (B), 3º círculo (C) e círculo zenital (D) respectivamente para todas as paisagens na Região de Una e Belmonte – Bahia, Brasil. A linha central da caixa marca a mediana do conjunto de dados. A parte inferior da caixa é delimitada pelo quartil inferior e a parte superior pelo quartil superior. Paisagens com cobertura florestal seguidas de mesma letra apresentam médias que não diferem significativamente entre si pelo teste de Scott-Knott em nível de 5% de probabilidade. 40
- Figura 7.** Análise de Cluster, através de similaridade de Bray-Curtis para as paisagens com diferentes percentuais de cobertura de floresta ombrófila (9 a 71%) em relação à abertura de dossel. Os valores foram gerados com probabilidade em 10000 vezes. Todas as paisagens encontram-se na região sul da Bahia, Nordeste do Brasil. 41
- Figura 8.** Número total de indivíduos marcados de *Arecaceae* nas paisagens com diferentes percentuais de cobertura de floresta ombrófila e número de indivíduos dos gêneros *Geonoma* e *Bactris* em cada paisagem com diferentes percentuais de cobertura (variando de 9 a 71%) na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil. 44

Figura 9. Distribuição do número total de espécies nas paisagens com diferentes percentuais de cobertura de floresta ombrófila (A) e número de espécies dos gêneros <i>Geonoma</i> e <i>Bactris</i> em cada paisagem com diferentes percentuais de cobertura (variando de 9 a 71%) na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.	44
Figura 10. Perfil de diversidade para as nove comunidades usando a série de Rényi. Para o Parâmetro $\alpha = 0$, o valor de diversidade é igual ao número de espécies na paisagem. Para α tendendo a 1, o valor de diversidade é equivalente 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 , onde os pesos para espécies raras diminuem e o valor é igual ao índice de Berger-Parker.	45
Figura 11. Similaridade de Bray-curtis para verificar a semelhança entre as paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal quanto à composição de espécies, na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.	46
Figura 12. Relações entre os diferentes gradientes de cobertura de floresta ombrófila em paisagens na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil, e o número de espécies (A) e abertura do dossel - ABTOT(B).	47

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Lista das espécies amostradas nas paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal, variando entre paisagem de 9% de cobertura a paisagem de 71% de cobertura florestal com a distribuição do número de indivíduos e riqueza. 42
- Tabela 2.** Lista das espécies de Arecaceae encontradas e identificadas na região sul da Bahia, Nordeste do Brasil. Apresenta-se os tipos de fisionomias que estas ocorrem baseados na literatura de Lorenzi et al 2010. 69

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	21
2.1	OBJETIVO GERAL.....	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
2.2.1	<i>Analisar a estrutura do dossel e a sua homogeneidade em função dos percentuais de cobertura florestal por meio de fotografias hemisféricas.</i>	21
2.2.2	<i>Verificar como varia a diversidade de Arecaceae em função dos percentuais de cobertura florestal.</i>	21
2.2.3	<i>Analisar os efeitos da perda de cobertura florestal na estrutura do dossel e na diversidade de Arecaceae.</i>	21
3	REVISÃO DE LITERATURA	22
3.1	PERDA DE HÁBITAT	22
3.2	ESTRUTURA DE DOSSSEL	25
3.3	FAMÍLIA ARECAEAE	26
4	METODOLOGIA	29
4.1	ÁREA DE ESTUDO E SELEÇÃO DE PAISAGENS AMOSTRAIS	29
4.2	COLETA DE DADOS	33
4.2.1	<i>Estrutura do dossel</i>	34
4.2.2	<i>Levantamento de Arecaceae</i>	36
4.3	ANÁLISE DE DADOS	37
4.3.1	<i>Análise da estrutura do dossel e a sua homogeneidade em função dos percentuais de cobertura florestal</i>	37
4.3.2	<i>Análise da diversidade de Arecaceae em função dos percentuais de cobertura florestal</i> ...	37
4.3.3	<i>Análise dos efeitos da perda de cobertura florestal na estrutura do dossel e na diversidade de Arecaceae.</i>	37
5	RESULTADOS	39
5.1	ESTRUTURA DE DOSSSEL	39
5.2	DIVERSIDADE DE ARECACEAE	41
5.3	DIVERSIDADE DE ARECACEAE E PERDA DE HÁBITAT	46
6	DISCUSSÃO	48
7	CONCLUSÕES	56
8	REFERÊNCIAS	57
9	APÊNDICE	69

RESUMO

Este estudo teve como objetivo investigar a relação entre a perda de cobertura florestal em escala da paisagem com a estrutura do dossel e a diversidade de espécies da família Arecaceae numa região de floresta tropical úmida, sul da Bahia, Brasil. Nove paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal (variando entre 9% e 71%) foram selecionadas para o estudo. Parcelas com 0,5 ha foram montadas em todas as paisagens e, em cada parcela, todos os indivíduos adultos de Arecaceae foram marcados e identificados ao nível de espécie. Em cada parcela a abertura do dossel foi analisada por meio de fotografias hemisféricas. Um total de 1.472 indivíduos adultos pertencentes a sete gêneros e 19 espécies foram marcados. Verificou-se que a perda de cobertura florestal em nível de paisagem tem uma relação linear positiva com a abertura do dossel, e uma relação linear e negativa com a riqueza de espécies. A densidade das espécies não apresentou relação significativa com a abertura do dossel nem com os gradientes de cobertura florestal. A relação linear entre riqueza de espécies e perda de hábitat é uma preocupação para a conservação da biodiversidade, pois este estudo indica que nesta paisagem a perda de hábitat é proporcional à perda de espécies (a cada 10% de redução de cobertura florestal, cerca de 10% das espécies são perdidas) com consequentes efeitos sobre processos e serviços ambientais dependentes destas espécies.

Palavras-chave: perda de hábitat, riqueza, estrutura de dossel.

ABSTRACT

This study aimed to investigate the relationship between the loss of forest cover at landscape scale with the canopy structure and the species diversity of the Arecaceae family in a tropical rainforest region, south of Bahia, Brazil. Nine landscapes with different percentages of forest cover (ranging from 9% to 71%) were selected for the study. Plots with 0.5 hectare were assembled in all landscapes, in which all adult individuals of Arecaceae were marked and identified to the species level. In each plot the canopy openness was analyzed by hemispherical photographs. A total of 1,472 adults individuals were scored, belonging to seven genera and 19 species. We conclude that the loss of forest cover at landscape level has a positive linear relationship with canopy openness, whereas a negative and linear relationship was found between the forest cover and species richness. Species density did not showed significant relationship with the canopy openness and with the gradients of forest cover. The linear relationship between species richness and the habitat loss is a concern for biodiversity conservation, since the habitat loss was proportional to the loss of species (for every 10% of forest coverage reduction, about 10% of species are lost) with consequent effects on processes and environmental services dependent on these species.

Keywords: habitat loss, species richness, canopy structure

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica brasileira se estende ao longo da costa, de 07°S a 23°S, e é composta por mosaico de diferentes fisionomias e espécies vegetais, apresenta cerca de 20.000 espécies de plantas e ocupa a segunda posição em extensão entre as florestas tropicais da América (Por 1992). É uma área prioritária para conservação devido ao fato de ser considerada um *hot spot*, ou seja, uma área que reúne alto endemismo, fragmentação antrópica, perda de hábitat e é altamente ameaçada (Myers et al 2000, Laurance 2006). Mesmo com uma legislação própria (Lei 11.428 de 2006), sobre a proteção da floresta, esta já perdeu 93% de sua área original (Myers et al 2000, Tabarelli et al 2005). A complexidade da dinâmica ecossistêmica e espacial da Floresta Atlântica ainda não foi adequadamente detalhada em nível de composição e distribuição de espécies, fator preocupante diante desse cenário amplo de perda de hábitat (Guedes et al 2005).

As modificações antrópicas na paisagem do bioma Mata Atlântica contribuem para mudanças ecológicas irreversíveis que podem provocar alterações na quantidade e configuração da cobertura florestal, estrutura da vegetação, composição das espécies e cascatas ecológicas (Pardini et al 2010). Recentemente, diversos estudos em nível de paisagem realizados na Mata Atlântica avaliaram a estrutura, tamanho e conectividade de paisagens (Tabarelli et al 1999, Metzger 2000, Mariano-Neto e Mantovani 2003, Aguilar et al 2006, Loyola e Lewinsohn 2009,), A cobertura vegetal têm sido pouco considerada em estudos empíricos em escala de paisagem. No entanto, o valor total da cobertura vegetal é indicado como de fundamental importância para a gestão da paisagem (Pardini et al 2010, Rigueira 2012).

A perda de hábitat, além de proporcionar a perda de espécies e da diversidade genética, interfere negativamente em outras medidas indiretas de biodiversidade como: taxa de crescimento de populações (Bamcompte et al 2002), truncamento de cadeia trófica (Kononem et al 2000), do sucesso reprodutivo (Kurki et al 2000), das interações entre espécies (Tabarelli e Gascon 2005, Staggemeier e Galetti 2007), da redução do número de especializações (Gibbs e Stanton 2001), da redução de recursos (Laurance 2003), afeta a dispersão (Terborgh et al 2001, Seoane et al 2005) e a redução da abundância de espécies migratórias em escala regional e global (Donovan e Flather

2002). Os vegetais, por serem sésseis, percebem rapidamente os efeitos da perda de hábitat que podem ocasionar mudanças na fisiologia das plantas, especialmente pelas alterações microclimáticas, levando também a uma redução na disponibilidade de recursos para a fauna (Laurance 2003).

A perda de hábitat contribui para a ameaça de extinção de espécies (Wright 2010), visto que pode afetar irreversivelmente os processos ecológicos; e contribuir para uma queda abrupta na riqueza, interações populações e/ou resiliência ecológica (Andrén 1994, Jansson e Angestam 1999, Pardini et al 2010). A faixa de transição em que pequenas mudanças em um padrão tornam-se abruptas nas respostas ecológicas é conhecida como limiar (Kimberly e Thomas 1995).

Quando a perda de habitat resulta numa ruptura abrupta no número de espécies e/ou indivíduos, o limiar equivale a uma relação entre um parâmetro de fragmentação e riqueza de espécies, acima do qual a relação é em grande parte linear, e abaixo do qual ocorre rápida perda de espécies (Radford et al 2005), ou seja, há um tamanho limite que abaixo do mesmo a riqueza de espécies rapidamente diminui, tornando-se crítica. Recentemente o tema “limiares ecológicos” tem sido muito discutido e estudado (Fahrig 2002, Radford et al 2005, Drinnan 2005; Lindenmayer e Luck 2005, Poulin 2008). Dessa forma, o conhecimento da relação entre a perda de hábitat e a dinâmica da população pode ser usado para elaborar ou avaliar estratégias para inferir a probabilidade de limiar de extinção (Fahring 2001).

O microclima corresponde a um conjunto de variáveis ambientais (temperatura, umidade, radiação, dentre outros) que podem influenciar a estrutura e composição da floresta, e vice-versa (Soares-Filho 1998). O microclima é um dos atributos físicos da paisagem que tem importante papel no desenvolvimento de mosaicos ambientais (Soares-Filho 1998). De acordo com a Hipótese da Perturbação Intermediária de Connell (1978) ambientes com perturbação intermediária apresentam maior diversidade do que os extremos. No caso de florestas tropicais, um exemplo de processo que leva a uma perturbação intermediária é a formação de clareiras que alteram a estrutura do dossel e a entrada de luz para os estratos inferiores. A heterogeneidade microambiental da floresta pode estar relacionada com mudanças espaciais e temporais na estrutura do dossel, tal qual ocorre em outros ecossistemas florestais (Kahn e Castro 1985, Wirth et al 2001, Rodrigues 2004).

O dossel é uma das camadas verticais da floresta, pode ter mais de 25 metros de altura, e é composto pelos galhos e folhas das árvores sobrepostas (Kahn e Castro 1985, Trichon et al 1998). A descontinuidade da copa das árvores e os fatores naturais (clareiras) ou antrópicos são fatores moduladores da disponibilidade de luz para os estratos inferiores. Através das medidas de luminosidade é possível observar as diferentes estratégias de adaptação das plantas (Trichon et al 1998, Brokaw e Busing 2000, (Gobron et al 2000, Svenning 2001, Cintra et al 2005). A análise da estrutura do dossel pode ser um meio rápido de investigar mais profundamente a variabilidade espacial das espécies e sua relação com o ambiente físico, proporcionando assim a informação que é crucial para o refino de tipologia florestal na área (Trichon et al 1998).

A Floresta Atlântica apresenta uma heterogeneidade microambiental que contribui para manutenção da riqueza de diversas espécies vegetais (Luizão e Schubart 1987, Svenning 2001). Dentre as espécies vegetais encontradas na Mata Atlântica destacam-se as da família Arecaceae (palmeiras), com cerca de 40 espécies de ocorrência no bioma (Pintaud et al 2008). As Arecaceae por apresentarem longo ciclo de frutificação, que abrange períodos de escassez de recursos em muitos ecossistemas, são consideradas espécies-chave para frugívoros tropicais (Lieberman 1985, Zona e Henderson 1989). Além da importância ecológica, as Arecaceae representam também um recurso econômico e de consumo para diversas comunidades tradicionais em todo o Brasil, podendo ser utilizadas como fonte de recursos não madeireiros de uso sustentável (Rocha e Silva 2005, Lorenzi et al 2010, Luz 2011).

No decorrer de milhões de anos, as Arecaceae adaptaram-se às mais variadas condições climáticas do solo, acredita-se que este grupo tenha ampla plasticidade fenotípica. Geralmente crescem em solos férteis e bem drenados (Cintra et al 2005, Valladares et al, 2007), mas também pode se adaptar a solos ácidos e estéreis de areia (Crepaldi et al 2004). Algumas espécies são encontradas em pântanos, nos rochedos secos e em solos sem praticamente qualquer matéria orgânica disponível (Bondar 1964, Vormisto et al 2004, Lorenzi et al 2010). Na Mata Atlântica, em relação ao bioma Amazônico, os estudos com Arecaceae são escassos, enquanto nota-se que algumas espécies são vulneráveis as modificações ecossistêmicas, a falta desse tipo de conhecimento pode acarretar em perda de espécies e do potencial ecológico desse grupo para a fauna e para o ecossistema (Noblick 1991, Galetti, 1992, Galetti e Aleixo 1998, Guimarães et al 2005, Pires 2006).

Devido ao aumento da antropização, da fragmentação e da perda de hábitat nos ecossistemas florestais, associados com a defaunação, as Arecaceae se encontram susceptíveis a um declínio de riqueza, diversidade e abundância (Galleti et al 2006, Pires 2006, Araujo-Rodrigues 2007).

A junção dos efeitos de perda de cobertura florestal e das alterações microclimáticas pode levar ao empobrecimento na diversidade e à perda de processos funcionais (Santos et al 2008). Sabe-se que o clima é importante na determinação de gradientes de riqueza de Arecaceae, limitando a sua distribuição a regiões tropicais e subtropicais com condições constantes de temperatura (amena a elevada) e umidade o ano inteiro (Salm et al., 2007).

Por esse motivo, essa família pode ser considerada como um modelo para estudo de limiares e distribuição. Este trabalho foca nos efeitos de mudanças de paisagens (percentual de cobertura vegetal e microclima) por ser um tema recente e de grande relevância para a Biologia da Conservação. Pretende-se responder como as mudanças na paisagem e as alterações microclimáticas podem interferir na riqueza de espécies de Arecaceae através de inventários florísticos. Espera-se que a perda de habitat interfira negativamente na riqueza de Arecaceae. e que seja possível a identificação de um limiar de cobertura florestal, ou seja, em qual nível de cobertura florestal na paisagem a riqueza de Arecaceae cai abruptamente.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar as relações existentes entre a perda de cobertura florestal (hábitat) com a estrutura do dossel e a diversidade de Arecaceae em escala de paisagem numa região de floresta tropical úmida compreendida entre os municípios de Una e Belmonte, sul da Bahia, Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

2.2.1 Analisar a estrutura do dossel e a sua homogeneidade em função dos percentuais de cobertura florestal por meio de fotografias hemisféricas.

2.2.2 Verificar como varia a diversidade de Arecaceae em função dos percentuais de cobertura florestal.

2.2.3 Analisar os efeitos da perda de cobertura florestal na estrutura do dossel e na diversidade de Arecaceae.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 PERDA DE HÁBITAT

A superexploração dos recursos florestais, o manejo agrícola inadequado e a transformação de ambientes naturais em pastagens são as principais causas da perda de hábitat em regiões tropicais (Fahrig 2003, Loreau et al 2003). Perguntas acerca dos possíveis efeitos gerados nos ecossistemas com a perda de biodiversidade tornaram-se mais frequentes no final da década de 80 (Cardinale et al 2012). Diversas organizações, como o Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), o United Nations Environment Program através do Global Biodiversity e a publicação conjunta do livro Biodiversity and Ecosystem Functioning (BEF) foram fundamentais para o encaminhamento de pesquisas sobre a compreensão de como a perda de biodiversidade afeta os ecossistemas e a sociedade (Cardinale et al 2012).

Dentro dessa perspectiva, enfatizaram-se diversos estudos de Ecologia da Paisagem relacionando o efeito da perda de hábitat em metapopulações (Amarasekare 1998), em populações de aves (Jansson e Angelstam 1999, Radford et al 2005), em mamíferos não-voadores (Pardini et al 2010), em espécies guarda-chuva (Metzger 2006) e espécies arbóreas e arbustivas (Tabarelli et al 1999, Faria et al 2009, Lopes et al 2009). Além disso, também têm sido investigados os efeitos da perda de hábitat nos processos ecossistêmicos (Loreau et al 2003) e na densidade populacional (Andrén 1994, Fahrig 2002). A fragmentação e perda de hábitat tem como consequência o isolamento de espécies (Hanski 1998).

A perda de hábitat tem efeitos negativos maiores sobre a biodiversidade do que a fragmentação *per se* (Fahrig 2003). Ambientes fragmentados costumam apresentar maiores taxas de mortalidade, flutuação climática e substituição de espécies levando a alterações drásticas na composição e na estrutura dessas áreas, comparadas com áreas contínuas (Ranta et al 1998, Laurance 2006).

Em plantas, o recrutamento e o estabelecimento de regenerantes são rapidamente sentidos pela redução do hábitat, enquanto indivíduos adultos podem permanecer nas paisagens por um longo período após a alteração (Tilman et al 1996, Metzger et al 2009). Destaca-se como um dos principais impactos negativos da perda

de hábitat para a dinâmica dos ecossistemas a defaunação e a extinção de predadores de topo e grandes mamíferos (IUCN 2012, Canale et al 2012, Costa et al 2012)

Alguns estudos constataram a existência de um limiar de extinção, onde em determinada quantidade de hábitat em escala de paisagem ocorre um declínio abrupto na persistência das espécies (Ranius e Jonsson 2007). Diversos estudos têm buscado encontrar essa relação para populações da fauna e flora em diferentes fisionomias (Hanski et al 1996, Eriksson e Kiviniemi 1999, With e King 1999, Jansson e Angelstam 1999, Fahring 2001, 2002, Filho e Metzger 2005, Ranius e Jonsson 2007, Radford, et al 2008, Pardini et al 2010). Os estudos sobre limiares ecológicos tem se destacado pelo fato de proporcionarem um entendimento da estrutura da comunidade, por fornecerem respostas acerca da dinâmica populacional, interações das espécies e por fornecer informações objetivas para a elaboração de metas para conservação (Soares-Filho 1998, Eriksson e Kiviniemi 1999, Ficetola e Denoel 2009).

Nos últimos 20 anos, a teoria dos limiares ecológicos foi consolidada através de diversos estudos de caso de populações realizados por meio de modelos computacionais (Bascompte e Solé 1996, Farhig 2001, 2002, Ranius e Jonsson 2007, Pardini et al 2010) e estudos envolvendo coletas de dados de diferentes grupos taxonômicos como peixes (Gotceitas e Colgan 1989), artrópodes (Bonabeau et al 1996, Moczek 2003), aves (Jansson e Angelstam 1999, Donovan e Flather 2002, Radford et al 2005), anfíbios (Drinnan 2005), fungos (Komonen et al 2000, Drinnan 2005) e plantas (Eriksson e Kiviniemi 1999, Pires 2006, Ranius e Jonsson 2007, Rigueira 2012).

A maior parte dos estudos sobre limiares está em áreas de florestas subtropicais e temperadas (Eriksson e Kiviniemi 1999, Jansson e Angelstam 1999, Cushman e McGarigal 2003, Linder Mayer et al 2005, Radford et al 2005, Ranius e Jonsson 2007, Montoya et al 2010), sendo poucos os estudos já realizados em florestas tropicais (Pires 2006, Pardini et al 2010, Rigueira 2012). Os estudos com comunidades também ocorrem em menor proporção em relação aos de populações e metapopulações (Eriksson e Kiviniemi 1999, Swift e Hannon 2010, Drinnan 2005, Rigueira 2012).

A importância da perda de cobertura florestal como norteadora das mudanças ecológicas em paisagens alteradas inicialmente foi sugerido em estudos de simulações computacionais (Andrén 1994, Pardini et al 2010). Uma paisagem pode variar de tamanho desde extensões quilométricas a escalas menores, a depender do ponto de

vista do organismo alvo (McGarigal e Marks 1995). Em diferentes escalas, podem ser observados mosaicos ecológicos e podem-se aplicar técnicas de geoprocessamento e de Sistemas de Informação Geográfica – SIG para caracterizar, distinguir paisagens e desvendar processos (Urban et al 1987, Soares-Filho 1998).

Os modelos de paisagens geralmente descrevem fenômenos espaciais, predizem evolução temporal, padrões de populações e limiares ecológicos (Soares-Filho 1998, Diniz-Filho et al 2009). No entanto, os dados das espécies ainda são insuficientes para gerar tais modelos (Jenkins e Pimm 2006). Em muitos estudos o declínio de diversidade de espécies acompanha a redução do hábitat, porém, inconsistentemente os termos “hábitat”, “ambiente” e “nicho” são usados de forma confusa para modelar distribuição e abundância de espécies (Kearney et al 2006).

Os resultados de estudos empíricos são frequentemente de difícil interpretação devido algumas confusões quanto à escala de trabalho que pode resultar em diferentes padrões espaciais, quanto à ambiguidade entre os efeitos da fragmentação e perda de hábitat e quanto à incorporação de variáveis de confusão que não podem ser adequadamente controladas (Soares-Filho 1998, Fahrig 2003, Jenkins e Pimm 2006, Diniz-Filho et al 2009, Rigueira 2012).

A biologia da conservação busca desenvolver métodos para avaliação da condição de persistência de espécies ameaçadas (Eriksson e Kiviniemi 1999). A perda de hábitat contribui para extinção de espécies, pois a maioria das espécies vive em áreas ameaçadas e restritas (Jenkins e Pimm 2006). Como estratégias para conservação, os resultados desse trabalho podem ser utilizados para responder quanto de hábitat é suficiente, quais as espécies vulneráveis e o hábitat mínimo exigido para a persistência das espécies e, principalmente, discutir formas de recuperação desses habitats (Fahrig 2002, 2003). Nesse contexto, a quantidade de cobertura florestal nativa é considerada fator principal para a gestão de paisagens em relação aos processos ambientais (Pardini et al 2010).

Segundo Laurence (2006) para garantir o futuro da biodiversidade em florestas tropicais é necessário compreendermos as mudanças desencadeadas pela fragmentação e outras forças oriundas de paisagens antrópicas. Com o avanço da expansão urbana os remanescentes naturais são suprimidos juntamente com a perda de patrimônio natural. Além disso, a caça que é um hábito cultural em muitas regiões,

continua a deteriorar a vida silvestre com a retirada de herbívoros, frugívoros e dispersores; alterando também os processos e interações (Tabarelli et al 2005, Wright 2010). Nesse sentido, o inventário de espécies e a realização de estudos fitossociológicos podem servir de base para a compreensão da organização das comunidades florestais, identificação dos efeitos da fragmentação sobre a diversidade e estrutura da floresta, conservação e gerenciamento de ecossistemas ameaçados (Fuohoet al 2005, Guedes et al 2005).

3.2 ESTRUTURA DE DOSSEL

A fisionomia da vegetação geralmente é determinada pelas condições ambientais, sendo os componentes do clima os principais determinantes da distribuição das plantas (Van Der Pijl 1972). A disponibilidade de luz, por exemplo, pode interferir no recrutamento e estabelecimento de espécies, pois muitas espécies necessitam de sombreamento na fase inicial de crescimento e maior intensidade de luz nos estágios mais avançados (Rodrigues 2004, Santos et al 2012). Estudos demonstram que algumas espécies de plantas no estágio de plântulas respondem às variações de quantidade e qualidade de luz (Denslow et al 1990, Clark et al 1996, Svenning 2002, Martini 2002), no entanto nem sempre as espécies respondem a essas variações (Anten e Ackerly 2001, Santos et al 2012).

A luminosidade também pode interferir na germinação de sementes, de acordo com ao comportamento germinativo em relação à luz as sementes podem ser classificadas como fotoblásticas positivas (que precisam de exposição à luz para germinar), fotoblásticas negativas (tem sua germinação inibida pela luz) e fotoblásticas neutras com a germinação são indiferentes à luminosidade (Orozco-Segovia e Vasquez-Yanes, 1992).

Além disso, a disponibilidade de luz pode interferir no ganho de carbono para a planta. Num estudo de simulação com três espécies de plantas na floresta tropical da Costa Rica, foi observado que as plântulas de áreas de borda com maior disponibilidade de radiação luminosa tiveram taxa de produção de folhas maiores do que as de um dossel fechado, no entanto, estudos autecológicos de espécies da floresta deve-se considerar que as respostas das plantas aos efeitos combinados dessas variáveis ambientais (Chazdon et al 1996).

Apesar da ocorrência de repostas individuais das espécies às diferentes condições de luz, ainda não existe uma definição clara sobre a relação entre luminosidade e a estrutura da comunidade (Martini 2002). A heterogeneidade do dossel, causada pela descontinuidade das copas, pode afetar a intensidade e qualidade da luz (Chazdon et al 1996, Kabakoff e Chazdon 1996), condições edáficas (Denslow et al 1998), dispersão de sementes (Wenny e Levey 1998, Svenning 2001) e outros fatores.

A análise das relações existentes entre a cobertura do dossel e as variáveis microclimáticas (distribuição de precipitação ao longo do ano, temperaturas máximas, mínimas e médias anuais, e umidade relativa) é de grande importância para pesquisas conservacionistas, pois permite o conhecimento de espécies tolerantes a uma variação microclimática e espécies tolerantes a paisagens com maior perda de habitat. Podemos considerar a estrutura do dossel como uma fator de pressão seletiva determinante na colonização e permanência de espécies em áreas degradadas.

3.3 FAMÍLIA ARECAEAE

A família Arecaceae (ex Palmae) é conhecida pelo seu caule do tipo estipe, geralmente lenhoso e com grande potencial ornamental, possuindo distribuição pantropical e cerca de 200 gêneros e 2000 espécies. No Brasil ocorrem 200 espécies e 43 gêneros de Arecaceae, presentes em quase todas as formações vegetais. As flores geralmente são pouco vistosas e unissexuais e as plantas geralmente são monóicas, o que possibilita uma relação de dependência com o polinizador (Souza e Lorenzi 2008). As espécies da família Arecaceae apresentam algumas características morfológicas diferenciadas como a presença de bráctea peduncular, inflorescência fechada por espata, palmito, estipe com cicatrizes foliares e folhas geralmente pinadas (Sodre 2005, Souza e Lorenzi 2008, Lorenzi et al 2010). Seu fruto em forma de drupa é rico em lipídio, carboidratos e proteínas, alguns frutos e estipes apresentam estruturas espinhosas e fibrosas (Crepaldi et al 2001, Sundram et al 2003, Lorenzi et al 2010).

As grandes semelhanças morfológicas dentro da família Arecaceae tornam difícil a separação de gêneros e espécies (Sodre 2005). Outro fator que torna difícil a identificação das espécies é a carência de registros em herbários, devido às

dificuldades na coleta e armazenamento de material herborizado. O tamanho das folhas, das inflorescências e infrutescências são obstáculos para o registro em herbário. Por exemplo, as folhas das espécies do gênero *Attalea* e *Euterpe* variam de 7 a 9 metros de comprimento e os frutos de *Cocos nucifera* L. podem chegar a 50 cm de diâmetro (Noblick 1991, Lorenzi et al 2010). Mesmo com as limitações para estudos taxonômicos, os estudos com Arecaeae têm avançado na Mata Atlântica, nos últimos cinco anos, mais três novas espécies endêmicas do sul da Bahia foram registradas (Lorenzi et al 2010). No sul da Bahia, atualmente tem a ocorrência de 25 espécies de Arecaeae, sendo seis endêmicas (Lorenzi et al 2010).

O clima é um fator de grande importância na determinação da riqueza de Arecaeae, limitando a sua distribuição a regiões tropicais e subtropicais com condições constantes de temperatura (amena a elevada) e umidade o ano inteiro (Cintra e Terborgh 2000, Salm et al 2007). Pelas características ambientais, a América do Sul representa um grande centro de endemismo da família Arecaeae (Pintaud et al 2008). Entre os gêneros endêmicos da América do Sul destacam-se *Geonoma* (69 espécies), *Bactris* (61 espécies), *Attalea* (56 espécies), *Astrocaryum* (39 espécies) e *Syagrus* (35 espécies) (Pintaud et al 2008, Lorenzi et al 2011). O Brasil apresenta uma enorme variedade de espécies de Arecaeae e chegou até ser conhecido como "Pindorama" ou "Terra das Arecaeae" (Bondar 1964). No Estado da Bahia, existem 15 gêneros, 65 espécies, seis híbridos e uma variedade (Noblick 1991, Crepaldi et al 2004, Lorenzi et al 2010). As Arecaeae tem se adaptado a uma ampla diversidade de condições de solo e temperaturas. Podem crescer em solos férteis e bem drenados, por exemplo, *Astrocaryum sciophilum* (Miq.) Pulle, *Astrocaryum gynacanthum* Mart e *Attalea attaleoides* (Barb.Rodr.) Wess (Cintra et al 2005), mas também pode se adaptar a ácido e solos estéreis de areia, por exemplo *Syagrus coroar* (Mart.) Becc e *Syagrus vagans* (Bondar) Hawkes (Crepaldi et al 2004). Algumas espécies são encontradas em pântanos, em penhascos secos e em solos sem quase qualquer assunto orgânico disponível, por exemplo, *Syagrus orinocensis* (Spruce) Burret, *Wendlandiella gracilis* Dammer e *Mauritia carana* Wallace (Bondar 1964, Vormisto et al 2004, Lorenzi et al 2010).

As Arecaeae estão entre as espécies mais abundantes nos trópicos e suas flores e frutos são utilizados como recurso alimentar para diversos representantes da fauna, como morcegos, mamíferos de pequeno a médio porte não voadores, aves e insetos

(Lieberman 1985, Galetti e Aleixo 1998, Pires 2006). Muitas espécies de Arecaceae frutificam ao longo de todo o ano ou quando outras espécies vegetais não estão frutificando (Noblick 1991). Por este motivo, Arecaceae são as principais fontes de frutos para muitos animais frugívoros. Um estudo conduzido em uma floresta no sudeste do Brasil demonstra uma forte interação entre uma palmeira com polpa de frutas carnudas e roedores de sementes e dispersores (Guimarães et al 2005). Na Mata Atlântica foi identificada uma grande variedade de frugívoros que alimentam e dispersam frutos de Arecaceae (Galetti 1992). A defaunação causada por perda de hábitat e caça resultados em uma baixa densidade de mudas e Arecaceae jovens (Galetti et al 2006).

Muitas Arecaceae, além da sua contribuição ecológica nos serviços ambientais, apresentam grande importância econômica pelos diferentes produtos por elas obtidos; fato que levou muitas espécies a um status de conservação vulnerável. Muitas espécies são conhecidas popularmente devido ao potencial econômico entre elas destacam-se o coqueiro-da-bahia (*Cocos nucifera* L.) espécie que se adaptou a todo litoral brasileiro a qual os seus frutos, verdes e/ou secos e também a fibra do seu estipe são utilizados em ampla escala; o palmito juçara (*Euterpe edulis* Mart.), pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) e guariroba (*Syagrus oleracea* Becc) são espécies que possuem seus palmitos muito consumidos; e o açai (*Euterpe oleracea* Mart) também é muito utilizado em polpas, sucos e também a extração do palmito. Além dos produtos obtidos pelas Arecaceae, todas apresentam um potencial ornamental, sendo muito utilizadas em paisagismo (Lorenzi et al 2010).

Diversos estudos têm sugerido que muitas espécies de Arecaceae encontram-se ameaçadas pelo processo de fragmentação e diminuição do recrutamento de plântulas (Scariot 1996, 1999), competição com espécies invasoras (Scariot 2000) e interrupção das interações com a fauna (Wright e Duber 2001, Fleury e Galetti 2004). Embora o conhecimento de Arecaceae tenha aumentado nos últimos 25 anos no aspecto da taxonomia, fitogeografia e ecologia, estudos mais detalhados sobre produtividade e recrutamento ainda são escassos (Pintaud et al 2008). Mesmo com estudos descritivos sobre riqueza de Arecaceae, existe a necessidade de estudos acerca da fisiologia das espécies e avaliação de condições microambientais favoráveis para o estabelecimento e recrutamento que podem elucidar melhor os fatores que definem o padrão de abundância de Arecaceae na Mata Atlântica (Ribeiro 2007, Balslev et al 2011).

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO E SELEÇÃO DE PAISAGENS AMOSTRAIS

O presente trabalho está inserido no Projeto Sisbiota - Rede de Pesquisa em Funcionamento Ecológico de Paisagens Florestais (CNPQ Processo 563216/2010-7), cujo objetivo principal é Investigar qual o tipo de relação existente entre as variáveis dependentes (populações, comunidades, diversidade, processos) e a quantidade de cobertura florestal (hábitat) em escala de paisagem.

Para avaliar a relação entre a riqueza de Arecaceae e o percentual de cobertura florestal, o estudo foi realizado nas nove paisagens de 16 km² (Figuras 1 e 2) do desenho amostral da Rede Sisbiota, com a cobertura florestal variando entre 9 e 71%, na região Sul da Bahia compreendida entre 24 L 491500/8314046 e 24 L 460418/8253933. A vegetação dominante na região é a Mata Higrófila Sul Baiana, que se caracteriza pela presença de árvores altas, latifoliadas e sempre verdes, com grande quantidade de lianas e epífitas (Faria 2002, Faria et al 2009). O clima da região é do tipo Af (Koeppen 1948) quente e úmido sem estação seca e com precipitação anual superior a 1.300 mm, condicionante de floresta tropical (Gouvêa 1969). A região possui um histórico de exploração desde a colonização portuguesa em 1500, continuando com construção da BR-101 na década de 70 e a ameaça aos remanescentes florestais devido à crise da economia do cacau (Araújo et al 1998). Esses fatores contribuíram para o rápido declínio da cobertura original na área, a partir da década de 70, com o intenso corte seletivo de árvores e a transformação da paisagem em pastagens (Thomas et al 1998).

A seleção das paisagens amostradas foi realizada a partir da aquisição de imagens da região Sul da Bahia no Landsat TM, obtidas no dia 14/07/2011 nas órbitas 215/70 e 215/71. A região foi dividida em 517 paisagens de 4 x 4 km ao longo de uma faixa de remanescentes da Mata Atlântica no sul da Bahia. Por meio de classificação manual utilizando os softwares Idrisi 16.03 e ArcGis 9.3 foram construídos mapas com a proporção de hábitat de floresta e a matriz. O tamanho utilizado pelo projeto Sisbiota para as paisagens é considerado adequado para se avaliar os processos ecológicos relevantes para as interações planta-animal (Soares-Filho 1998). As paisagens foram sorteadas e selecionadas de acordo com alguns critérios estabelecidos abaixo:

- I. Antes do sorteio das paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal, foram verificadas também as paisagens no entorno a fim de evitar efeitos derivados de uma maior quantidade de florestas e/ou fragmentos na paisagem amostral. Paisagens cujo entorno possuísem uma porcentagem de cobertura superior a porcentagem de cobertura na paisagem foram descartadas.
- II. Posteriormente aos cálculos de hábitat por paisagem, foi realizado um processo de “validação” onde o fragmento florestal delimitado pelo satélite era comparado com a verificação empírica.
- III. Na seleção das áreas foram excluídas aquelas nas quais havia uma predominância de vegetação de restinga e que estavam localizadas nos cordões arenosos que compõem as áreas mais próximas da costa. Da mesma forma, foram excluídas as regiões de Floresta Montana (por exemplo, a Serra das Lontras). Além disso, algumas paisagens foram descartadas por estarem incluídas em terras recentemente demarcadas como áreas indígenas e sob conflito fundiário, além daquelas de difícil acesso.
- IV. As paisagens que preenchiam os requisitos supracitados fizeram parte do universo das paisagens sujeitas ao sorteio, obtendo-se paisagens representativas de diferentes percentuais de cobertura florestal: Q78 (71% de cobertura florestal), Q24 (60% de cobertura florestal), Q35 (48% de cobertura florestal), Q89 (35% de cobertura florestal), Q116 (29% de cobertura florestal), Q120 (24% de cobertura florestal), Q118 (15% de cobertura florestal) e Q64 (9% de cobertura florestal). A distribuição das paisagens amostrais está representada na Figura 1.

Quanto ao uso e ocupação do solo foi observado em campo que as paisagens com 9, 15, 24 e 29% de cobertura florestal, que abrangem os municípios de Una, Canavieiras, Belmonte e Mascote, apresentaram predomínio de pastagens em sua matriz. Esta região, apresenta maior evidência de desmatamento recente (últimos quatro anos), além do intenso plantio de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e criação de gado. Por conta disso, as menores porcentagens de cobertura florestal encontram-se nessa região. A região onde se encontra o município de Una, que compreende as paisagens com maiores porcentagens de cobertura florestal (35, 41, 47, 60 e 71%), apresenta também um mosaico de ambientes, incluindo remanescentes com florestas maduras,

florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais, plantações sombreadas de cacau conhecidas regionalmente como cabruca, agricultura familiar e seringal. A região apresenta o mesmo tipo de vegetação (florestas ombrófilas) e estão localizadas na mesma província geográfica (Thomas 2003). Estudos preliminares de estrutura florística e realizados nas paisagens amostradas indicaram que existe similaridade florística e estrutural entre os municípios de Una e Belmonte (Pessoa et al dados não publicados). Estudos comprovam que essas áreas são relevantes para espécies da fauna e flora local (Faria et al 2009) e por conta disso, foi considerado como cobertura florestal (hábitat) em nível de paisagem o somatório de todas as categorias florestais mencionadas acima.

As áreas selecionadas apresentaram variações quanto aos estádios sucessionais devido às próprias características das matrizes amostradas, conforme descrito anteriormente, mas as unidades amostrais (parcelas de 100 x 50 m) foram construídas nos fragmentos florestais em estágio maduro ou avançado de regeneração, sempre que possível. A matriz pode ser conceituada como o elemento mais extenso e conectado responsável pelo funcionamento e dinâmica da paisagem (Forman e Godron 1986).

As unidades amostrais em sua maioria foram estabelecidas nas áreas de Reserva Legal em propriedades particulares e uma dentro de uma Unidade de Conservação (Reserva Particular do Patrimônio Natural Nova Angélica, pertencente ao Instituto de Estudos Socioambientais do sul da Bahia - IESB). Para o cálculo das porcentagens de cobertura florestal foram consideradas todas as áreas de mata dentro das quadrículas, independente do estágio sucessional (hábitat) e a matriz degradada por usos agrícolas e florestais foram consideradas como não hábitat.

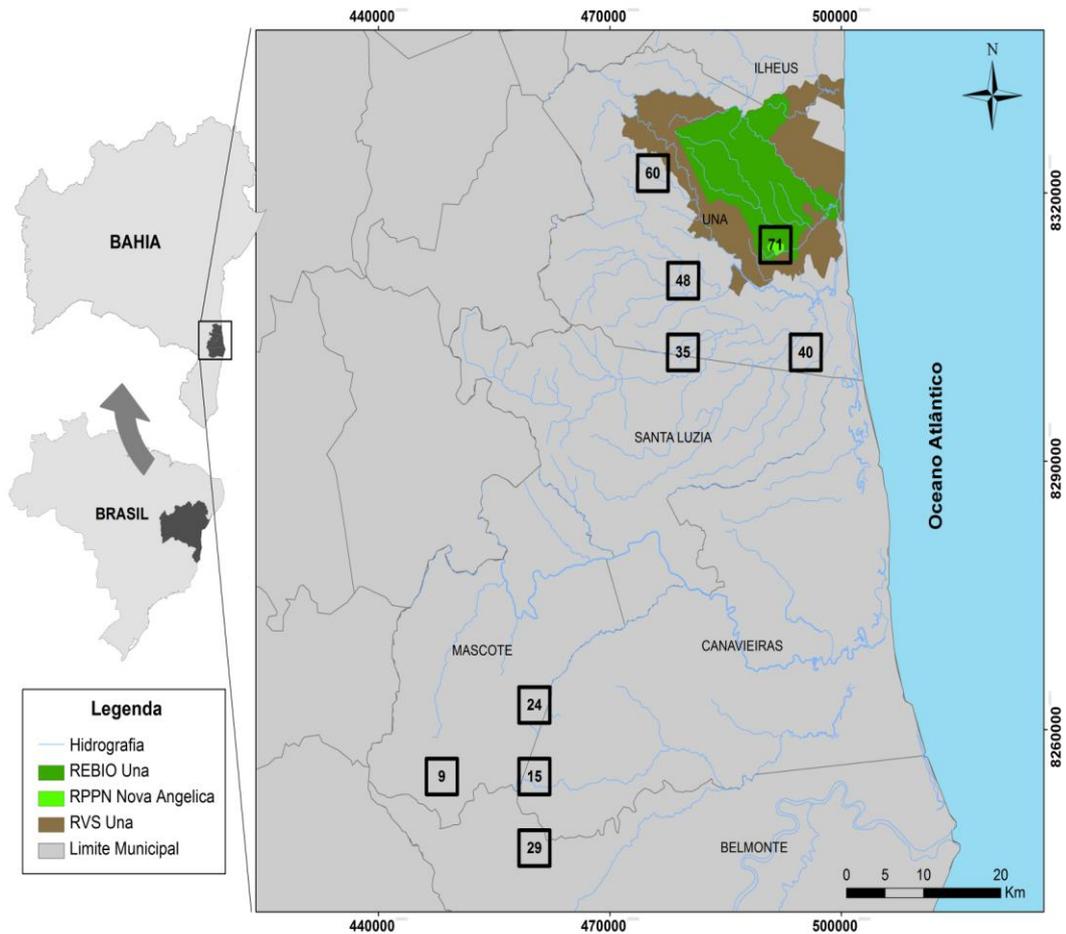


Figura 1. Área de estudo Localizada na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil, com a localização das paisagens selecionadas e os respectivos percentuais de cobertura de florestal ombrófila, localizados no sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

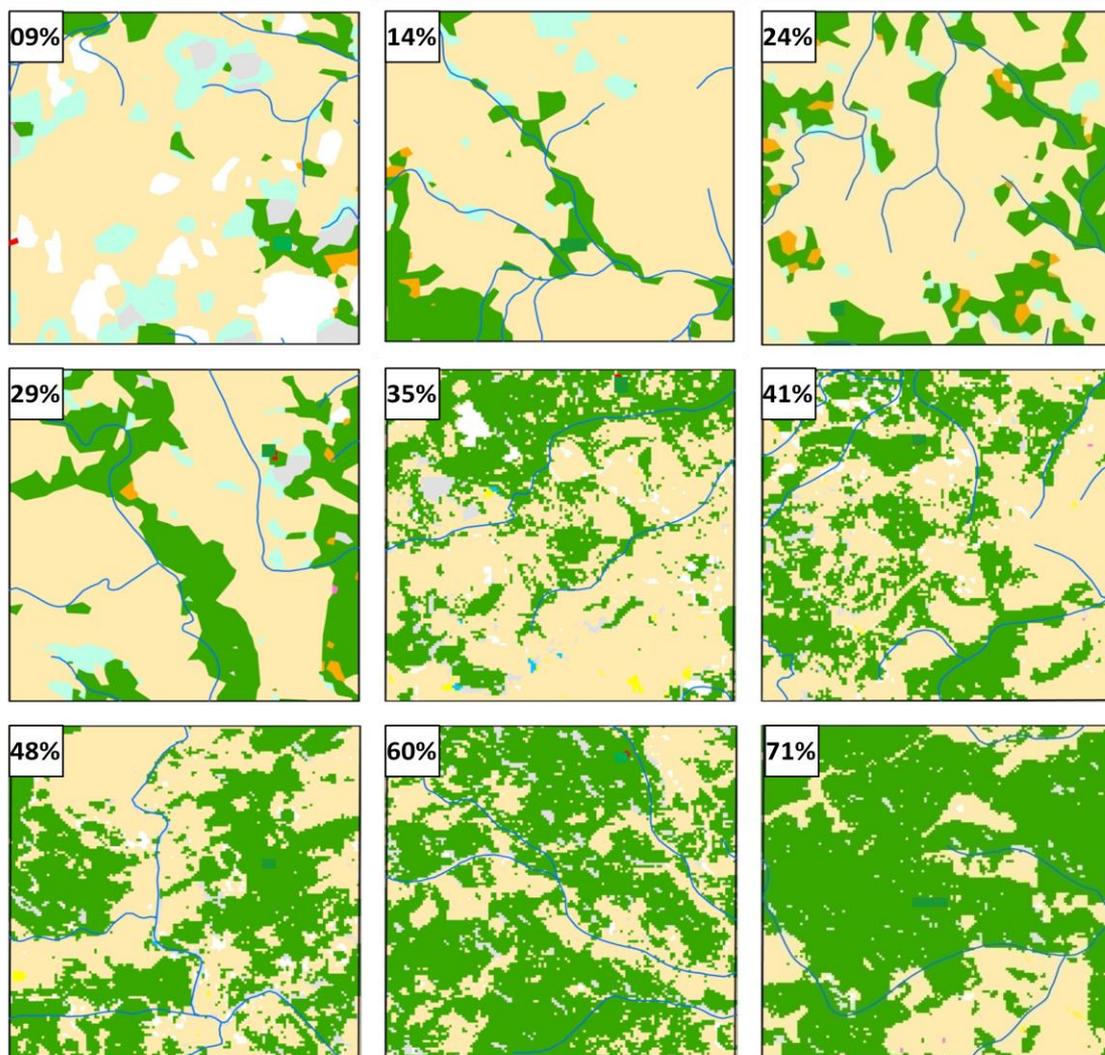


Figura 2. Caracterização das paisagens amostradas com os diferentes percentuais de cobertura florestal (9 a 71%) com a ilustração da vegetação (floresta ombrófila), matriz e hidrologia. Os quadrados vermelhos são as parcelas de amostragem. As paisagens estão localizadas na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

4.2 COLETA DE DADOS

Em cada paisagem foi selecionado o fragmento de floresta em melhor estágio sucessional, onde foram delimitadas parcelas de 50 x 100 m (0,5 ha), num total 4,5 hectares amostrados. A localização da parcela foi aleatorizada dentro da mancha de floresta, mantendo, quando possível, uma distância mínima de 50 metros da borda.

As coletas de dados ocorreram entre janeiro e novembro de 2012. Foram contabilizadas todas as *Arecaceae* adultas dentro de cada parcela e identificadas até o

nível de espécie sempre que possível, com o auxílio do guia de *Arecaceae* Brasileira de Lorenzi et al (2010) e consulta aos herbários da UESC e CEPEC. O material testemunho foi coletado e armazenado no herbário da UESC. Para confirmar as identificações, o material testemunho foi enviado a especialistas.

4.2.1 Estrutura do dossel

As avaliações da estrutura de dossel foram realizadas através de fotografia hemisféricas feitas a partir do sub-bosque com uma lente 180° (olho de peixe), que reproduz uma imagem que capta o tamanho, formato e localização de clareiras entre o dossel (Garcia et al 2007). De acordo com Trichon et al (1998), a utilização de fotografias hemisféricas é uma forma rápida e refinada de adquirir informações acerca da tipologia florestal de uma determinada área. Cada parcela foi subdividida em 10 quadrados de 20 x 20m e cinco de 10 x 20m (Figura 3). No ponto central de cada subparcela 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. Em cada parcela foram obtidas 14 fotografias no total. Todas as fotografias foram tomadas em dias de céu encoberto por nuvens para evitar o reflexo do sol nas folhagens (Whitmore et al 1993).

As fotografias foram analisadas posteriormente no programa GLA (Gap light analyzer – Frazer et al 1999). O programa calcula a abertura do dossel nas imagens através da relação entre a soma de pixel como céu (branco), excluindo a parte equivalente das folhagens e troncos (preto). As figuras abaixo (Figura 4) são de algumas imagens obtidas durante o estudo e outra convertida em pixel pelo programa. Através da análise do programa foram obtidos os valores em percentual referente à abertura total (ABTOT). A imagem foi dividida em quatro círculos concêntricos com 16 quadrados de áreas iguais que permite obter a abertura zenital (ABZEN) que é a abertura central e aberturas periféricas (AB1C e AB3C) que geralmente possuem baixa luminosidade (Martini 2006).

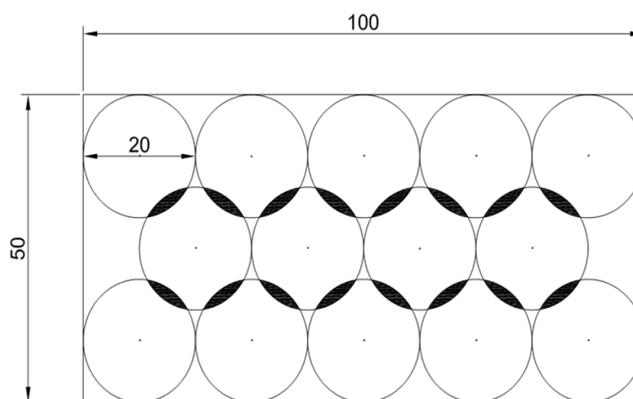


Figura 3. Esquema da posição das fotografias hemisféricas. Cada parcela foi subdividida em 10 subparcelas de 20m^2 e cinco de $10 \times 20\text{m}$. O ponto central em cada círculo representa a posição da fotografia. Cada círculo tem área de 314 m^2 , o total da área avaliada em 4396 m^2 , com uma sobreposição de 184 m^2 .

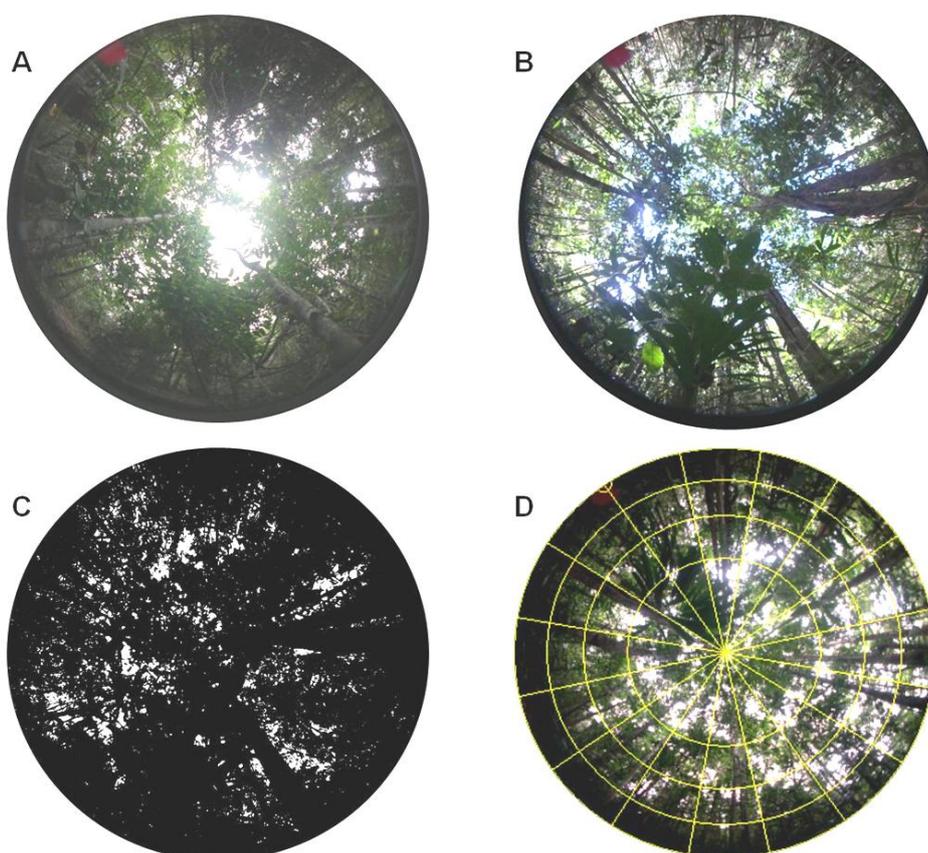


Figura 4. Exemplo de Fotografias hemisféricas tiradas na área de estudo: A) Fotografia da área de 8%, B) Fotografia da área de 71%, C) Fotografia transformada em pixel pelo programa Gap Light Analyzer, D) Fotografia dividida em quatro círculos concêntricos com 16 quadrados de áreas iguais que permite obter a abertura central e aberturas periféricas (área com 71 e 8% de cobertura, na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil, projeto Sisbiota).

4.2.2 Levantamento de Arecaceae

Nas parcelas de 50 x 100 m foram levantados todos os indivíduos adultos pertencentes à família Arecaceae. Devido à dificuldade de identificação das espécies na fase juvenil, uma vez que muitas espécies apresentam dimorfismo foliar entre os estágios de desenvolvimento (Sodre 2005), optou-se pela avaliação somente da fase adulta. Devido à diversidade morfológica e demográfica das Arecaceae, diferentes critérios foram utilizados para incluir indivíduos de diferentes grupos de espécies na classe dos adultos. Primeiro, entre as espécies arborescentes que desenvolvem seu caule no subsolo (e que emerge a superfície quase que com o seu diâmetro máximo, por exemplo, *Attalea funifera*), as Arecaceae com estipes externas, visíveis, foram consideradas adultas. Segundo, dentre as Arecaceae arborescentes cujo caule cresce externamente em diâmetro (como *Euterpe edulis*), foram considerados adultos os indivíduos com diâmetro a altura do peito (DAP) \geq 5 cm. Para as espécies de sub-bosque, como as dos gêneros *Desmoncus*, *Geonoma* e *Bactris*, as plantas que revelaram sinais de atividade reprodutiva atual ou passada, como a presença de inflorescências ou infrutescências, ou de restos destes caídos no chão, sob a planta (Lorenzi et al 2010, Salm et al 2011).

Todos os indivíduos foram marcados com fitas de coloração contrastante e tiveram o valor do CAP (Circunferência a altura do peito) medidos. As espécies que apresentaram três ou menos indivíduos em cada amostragem foram consideradas raras (Ribeiro 2007).

A identificação das espécies além da consulta no herbário da UESC foi realizada com o auxílio das literaturas Botânica Sistemática (Souza e Lorenzi 2009) e Flora Brasileira Arecaceae (Lorenzi et al 2010). Para a identificação de algumas espécies do gênero *Geonoma* foi utilizada uma revisão recente do gênero publicado pela Phytotaxa (Henderson 2011), na qual cerca de cinco espécies foram agrupadas como *Geonoma pohliana* Martius. Especialistas da família e do gênero foram consultados para confirmar identificações. A identificação do tipo de hábitat e áreas de ocorrência de cada espécie também foi baseada nas literaturas supracitadas.

4.3 ANÁLISE DE DADOS

4.3.1 Análise da estrutura do dossel e a sua homogeneidade em função dos percentuais de cobertura florestal

A análise da estrutura do dossel em função dos percentuais de cobertura florestal foi realizada por meio de regressão linear simples entre percentuais de cobertura florestal e ABTOT e da análise de cluster de similaridade para ABTOT em função dos percentuais de cobertura florestal. Para tal, foi utilizado o coeficiente de Bray-Curtis, que leva em conta o valor de ABTOT e não somente a presença e ausência. Foi utilizado o software Past versão 2.15 (Hammer et al 2012).

4.3.2 Análise da diversidade de Arecaceae em função dos percentuais de cobertura florestal

A análise da diversidade de Arecaceae foi realizada por meio de perfis de diversidade construídos no software Past versão 2.15 (Hammer e Harper 2012). Da mesma forma que para a análise da estrutura do dossel, a análise da similaridade para a composição de espécies entre os diferentes níveis de cobertura florestal foi realizada por meio de análise multivariada de similaridade, utilizando-se o coeficiente de Bray-Curtis, que é qualitativo e leva em consideração a abundância das espécies e não apenas os dados de presença e ausência. Destacou-se a distribuição dos gêneros e espécies predominantes no sub-bosque (*Geonoma* e *Bactris*), pois como estas são mais sensíveis à alteração no hábitat poderiam responder de forma mais expressiva a redução do percentual de cobertura florestal.

4.3.3 Análise dos efeitos da perda de cobertura florestal na estrutura do dossel e na diversidade de Arecaceae.

A influência da perda de hábitat na riqueza foi investigada através de regressões lineares simples entre o número de espécies e o gradiente de cobertura florestal. Para

verificar a influência da abertura de dossel na distribuição das espécies em cada paisagem foram realizadas também regressões simples. Em cada área foram considerados para a análise dez valores de fotografias que foram relacionadas com o número de espécies contabilizados na área de abrangência da fotografia.

As regressões foram realizadas na plataforma R. Nessa análise foram desconsiderados os valores das subparcelas de 10 x 20 m, devido à sobreposição observada na Figura 3.

5 RESULTADOS

5.1 ESTRUTURA DE DOSSEL

Nossos dados indicaram que ocorreu aumento no percentual de cobertura florestal com a redução da abertura de dossel, o que pode ser observado no gráfico de Box-plot (Figura 5). Visualmente podem ser observados três grupos, o primeiro com os maiores valores de ABTOT (entre 8 e 14%), nas paisagens de 9 e 24% de cobertura florestal. O grupo intermediário que teve entre 4 a 10% de ABTOT, nas paisagens de 29 a 41% de cobertura e um grupo com dossel mais fechado, cujos valores de ABTOT variaram entre 1,5 e 8%, nas paisagens de 48 a 71% de cobertura (maior cobertura). Grupos que apresentam as mesmas letras não apresentam médias que diferem significativamente (probabilidade de 5%). Os valores médios de abertura de dossel variaram de 4,93 a 11,28. A paisagem com menor valor médio de abertura de dossel foi a de 48% de cobertura florestal e a de maior valor médio de abertura foi a de 15% de cobertura florestal. O círculo mais periférico (ABC1) não apresenta um padrão, os valores foram muito baixos e a paisagem de 35% de cobertura foi a que apresentou os maiores valores em relação às demais paisagens. A partir dos valores de abertura do 3º círculo (ABC3) e o zenital (ABC4) percebe-se uma tendência linear semelhante ao ABTOT. O Círculo zenital (mais central) é o que mais contribui para o total de abertura de dossel. As paisagens abaixo de 35% apresentaram maior heterogeneidade em relação à distribuição das pequenas clareiras na paisagem. A paisagem mais homogênea em termos da distribuição das pequenas clareiras é a paisagem de 48% de cobertura florestal.

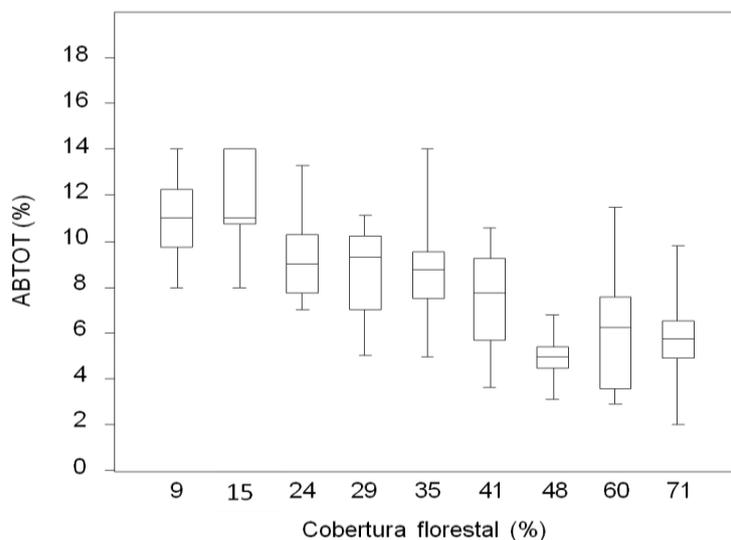


Figura 5. Box-plot da abertura total de dossel em porcentagem com os valores máximos e mínimos em relação às paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal, localizadas na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

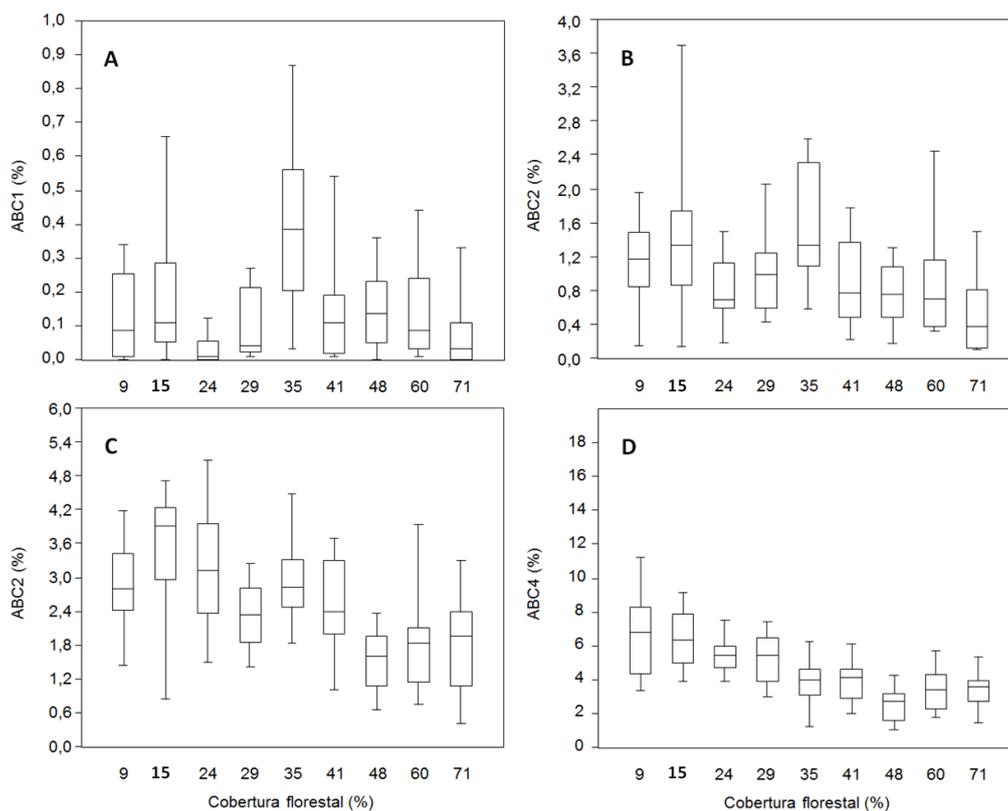


Figura 6. Box-plot das aberturas de dossel em porcentagem com os valores máximos e mínimos no 1º círculo (A), 2º círculo (B), 3º círculo (C) e círculo zenital (D) respectivamente para todas as paisagens na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

A análise de similaridade de Bray-Curtis agrupou as paisagens de 48 a 71% de cobertura florestal como as mais semelhantes em relação à abertura de dossel, com os menores valores, indicando um dossel melhor estruturado. As paisagens abaixo de 29% de cobertura florestal também foram agrupadas como semelhantes, com os maiores valores de abertura de dossel, enquanto as de 35 a 41% foram agrupadas com a paisagem de 24% de cobertura florestal com valores medianos de abertura de dossel (Figura 7). As paisagens de 9 e 15% de cobertura apresentam similaridade de 0,96 e as de 24 e 35% apresentaram índice de similaridade 0,95; numa escala que vai até 1.

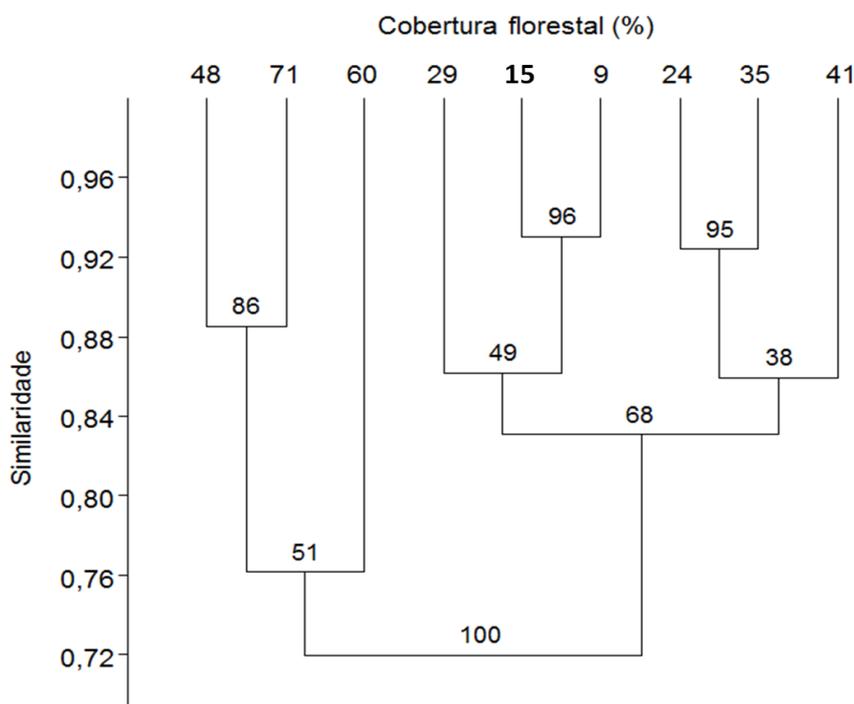


Figura 7. Análise de similaridade de Bray-Curtis para as paisagens com diferentes percentuais de cobertura de floresta ombrófila (9 a 71%) em relação à abertura de dossel. Os valores foram gerados com probabilidade em 10000 vezes. Todas as paisagens encontram-se na região sul da Bahia, Nordeste o Brasil.

5.2 DIVERSIDADE DE ARECACEAE

No total de 4,5 hectares amostrados, foram marcados 1.472 indivíduos adultos de Arecaceae pertencentes a sete gêneros e 19 espécies (Tabela 1). De uma maneira geral, a abundância e a riqueza das espécies de Arecaceae decaíram conforme a quantidade de hábitat na paisagem diminuía. As paisagens entre 41 e 71%, seguidas

pela de 24% de cobertura florestal foram as que apresentaram maior densidade, entre 313 e 214 indivíduos. A composição das espécies variou entre as paisagens (Figura 9). Nenhuma espécie ocorreu em todas as nove paisagens amostradas e algumas foram encontradas em apenas uma área.

Tabela 1. Lista das espécies amostradas nas paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal, variando entre paisagem de 9% de cobertura a paisagem de 71% de cobertura florestal com a distribuição do número de indivíduos e riqueza, na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil, projeto Sisbiota.

Espécie	Percentual de Cobertura Florestal									Total
	9%	15%	24%	29%	35%	41%	48%	60%	71%	
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart) Kuntze	16	30	82	8	0	0	7	0	6	149
<i>Attalea humilis</i> Mart	0	0	0	0	0	10	0	0	10	20
<i>Bactris acanthocarpa</i> Mart	7	6	0	6	4	15	5	24	1	68
<i>Bactris bahiensis</i> Noblick	0	9	0	0	0	23	0	0	2	34
<i>Bactris glassmanii</i> Medeiros-Costa & Noblick	0	0	0	0	0	0	3	0	3	6
<i>Bactris hirta</i> Noblick	2	0	5	9	2	17	6	13	6	60
<i>Bactris horridispatha</i> Noblick	0	8	1	0	0	6	33	0	20	68
<i>Bactris pickelli</i> Burret	0	0	0	0	10	0	7	0	5	22
<i>Bactris vulgaris</i> Barb Rodr	0	22	0	0	1	0	0	3	3	29
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	0	0	0	1	0	0	0	13	0	14
<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart	1	1	14	4	1	10	5	0	0	36
<i>Euterpe edulis</i> Mart	0	0	90	12	17	45	70	50	51	335
<i>Geonoma conduruenses</i> Lorenzi	0	0	8	0	0	0	0	0	80	88
<i>Geonoma littoralis</i> Noblick & Lorenzi	0	0	0	0	6	0	4	0	13	23
<i>Geonoma pauciflora</i> Mart	0	0	0	0	0	0	16	42	2	60
<i>Geonoma pohliana</i> Mart	0	1	0	1	33	69	85	20	109	318
<i>Geonoma sp.</i>	0	0	11	4	0	0	0	12	0	27
<i>Syagrus botryophora</i> (Mart) Mart	14	64	3	2	10	20	0	0	2	115
Total de Indivíduos	40	141	214	47	84	215	241	177	313	1472
Riqueza	5	7	8	9	10	9	11	8	15	-----

Como pode ser observado na Tabela 1, as espécies mais abundantes foram *E. edulis* com 323 indivíduos (em seis áreas) e *G. pohliana*, com 318 indivíduos (em sete áreas). A menos frequente foi *B. glassmanii* com seis indivíduos apenas, divididos em duas áreas. Algumas espécies como *A. funifera*, *B. ferruginea* e *B. glassmanii* tiveram sua distribuição restrita a uma ou duas paisagens (paisagens de 29%; 41 e 71%, 29 e 60% e 47 e 71% respectivamente). A espécie *B. hirta* foi a que apresentou maior distribuição entre as paisagens não ocorrendo apenas na paisagem de 15%. As

paisagens de 28 e 71% de cobertura florestal foram as que apresentaram maior proporção de espécies restritas. Paisagens de 9 a 24% de cobertura florestal apresentaram maior representatividade de espécies arbóreas (*A. caudescens*, *S. botryophora* e *E. edulis*). A paisagem de 24%, que é em uma área bastante úmida devido a um riacho que corta a área, apresentou composição de espécies de Arecaceae diferente das outras abaixo de 35% de cobertura florestal, destacando-se pelo elevado número de indivíduos (214), e riqueza (oito espécies), tanto de espécies características de áreas abertas (*A. caudescens*, *D. orthacanthos* e *S. botryophora*) como de sub-bosque de áreas fechadas (*B. horridispatha*, *B. hirta*, *E. edulis*, *G. conduruenses* e uma espécie de *Geonoma* ainda não identificada). As espécies de sub-bosque dos gêneros *Bactris* e *Geonoma* (Figura 9) estão distribuídas principalmente entre as paisagens de 35 a 71%. As espécies *B. glassmanii* e *G. pauciflora* caracterizam-se como especialistas de áreas mais fechadas com ocorrência apenas nas paisagens acima de 50% de cobertura florestal. As espécies *G. pohliana*, *G. conduruenses*, *B. horridispatha* e *B. ferruginea* apesar de ocorrerem em paisagens abaixo de 40% de cobertura florestal, apresentaram maior abundância em paisagens acima de 50% de cobertura. Por outro lado, *A. caudescens*, *B. vulgaris* e *S. botryophora* apresentaram maior abundância a partir de paisagens com 24% de cobertura florestal.

Percebeu-se durante as visitas ao campo e as análises dos resultados que as espécies de sub-bosque do gênero *Bactris* e *Geonoma* eram as mais afetadas pela perda de cobertura florestal, tanto na riqueza como na abundância (Figura 9), destacando-se dos demais gêneros. O gênero *Bactris*, embora ocorrendo em todas as paisagens, foi o mais abundante nas paisagens de 71% e 48% de cobertura florestal, e as espécies *B. glassmanii*, *B. pickelli* e *B. ferruginea* não ocorreram nas paisagens de menor percentual de cobertura florestal (9% a 15%). O gênero *Geonoma* foi o que apresentou maior número de espécies e número de indivíduos nas paisagens com maiores percentuais de cobertura florestal e não ocorreu na paisagem de 9% de cobertura florestal.

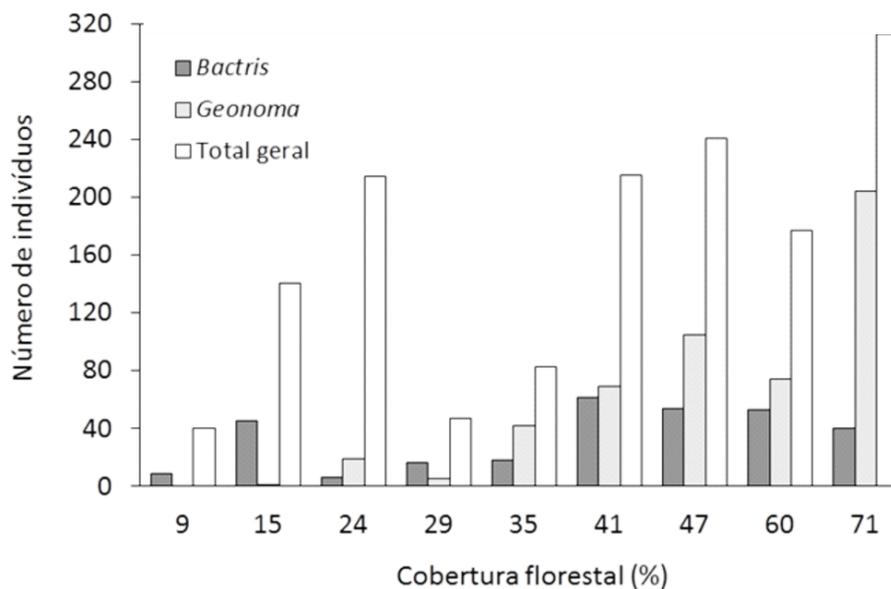


Figura 8. Número total de indivíduos marcados de Arecaceae nas paisagens com diferentes percentuais de cobertura de floresta ombrófila e número de indivíduos dos gêneros *Geonoma* e *Bactris* em cada paisagem com diferentes percentuais de cobertura (variando de 9 a 71%) na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

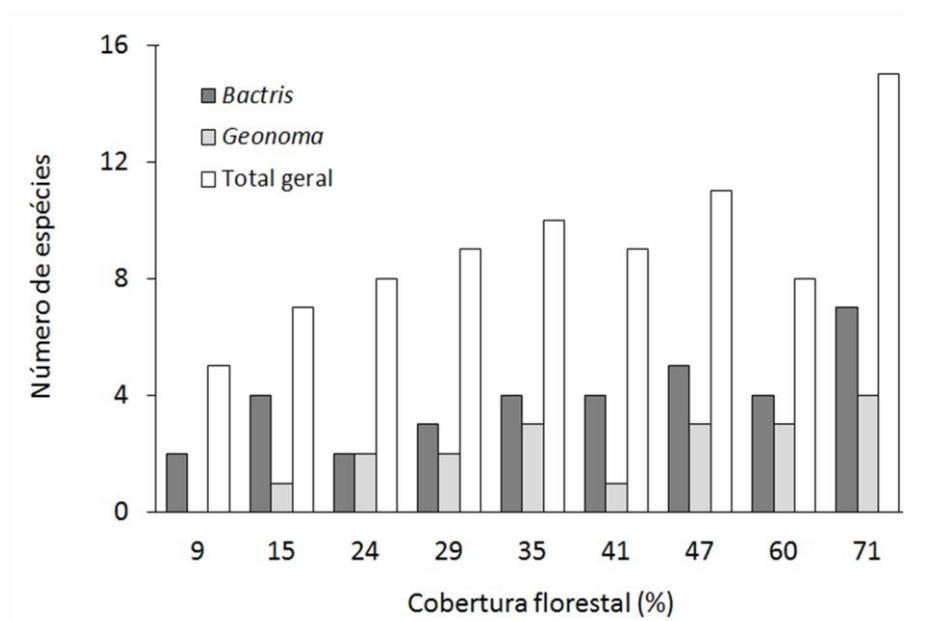


Figura 9. Distribuição do número total de espécies nas paisagens com diferentes percentuais de cobertura de floresta ombrófila (A) e número de espécies dos gêneros *Geonoma* e *Bactris* em cada paisagem com diferentes percentuais de cobertura (variando de 9 a 71%) na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

Ao analisar os perfis de diversidade (Figura 10) nota-se claramente que a paisagem de 9% de cobertura florestal é a menos diversa, independente do índice de diversidade utilizado. As paisagens de 71% e de 48% de cobertura florestal são as

mais ricas, com 15 e 11 espécies, respectivamente. Porém, 40% das espécies encontradas na paisagem de 71% de cobertura florestal são raras ($n=6$), com três ou menos indivíduos de cada espécie, e na paisagem de 48% de cobertura florestal as espécies raras correspondem a 9% ($n=1$). Quando se analisam estas duas paisagens, para o índice de Shannon ($\alpha = 1$) a diversidade cai, indicando que a equitabilidade é baixa em ambas. A paisagem de 29% de cobertura florestal é a mais diversa quando comparada com os índices de Shannon, Simpson e Berger-Parker, provavelmente devido à sua maior equitabilidade, pois a riqueza é de nove espécies.

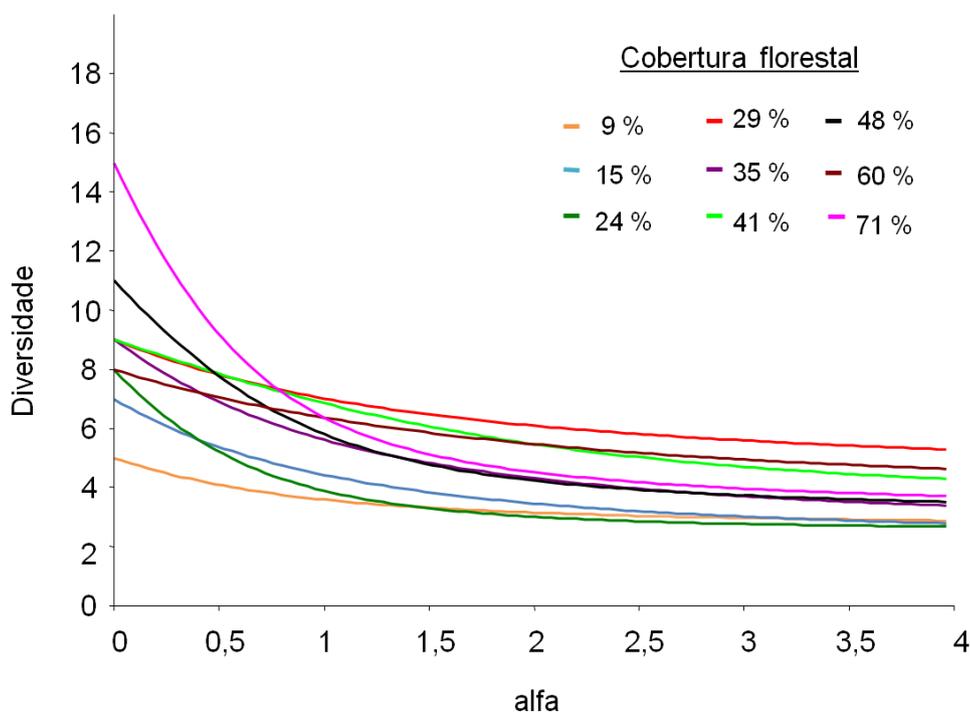


Figura 10. Perfil de diversidade para as nove comunidades usando a série de Rényi. Para o Parâmetro $\alpha = 0$, o valor de diversidade é igual ao número de espécies na paisagem. Para α tendendo a 1, o valor de diversidade é equivalente ao índice de Shannon, para $\alpha = 2$, o valor é igual ao obtido pelo inverso do índice de Simpson ($1/D$) e para elevados valores de α , onde os pesos para espécies raras diminuem e o valor é igual ao índice de Berger-Parker, na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

A composição das espécies variou de acordo com os percentuais de cobertura florestal, as paisagens de baixo percentual (<35%) foram todas agrupadas como similares em relação à composição de espécies e as paisagens de maiores percentuais de cobertura florestal (> 35%) também foram agrupados como similares, segundo a similaridade de Bray-Curtis (Figura 11). A similaridade para comparação das

comunidades considera a presença e abundância das espécies. A composição de espécies separou em 100% as paisagens abaixo de 30% de cobertura florestal das demais, excetuando-se a paisagem de 24% de cobertura florestal. As paisagens que compõem o mesmo clado possuem composição de espécies (riqueza e abundância) similares.

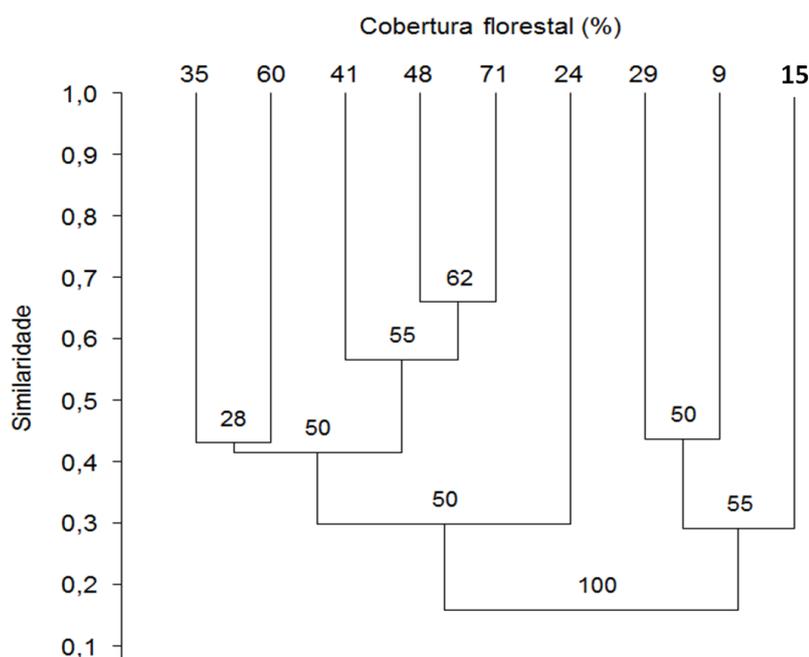


Figura 11. Similaridade de Bray-curtis para verificar a semelhança entre as paisagens com diferentes percentuais de cobertura florestal quanto à composição de espécies, na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

5.3 DIVERSIDADE DE ARECACEAE E PERDA DE HÁBITAT

A relação encontrada entre a riqueza de espécies de Arecaceae e o percentual de cobertura foi linear (Figura 12A), indicando que a perda de cobertura florestal na paisagem é acompanhada pela perda de espécies. O modelo linear foi significativo para a relação entre a abertura total de dossel (ABTOT) e as paisagens com diferente porcentagem de cobertura de hábitat, indicando que quanto maior o percentual de cobertura florestal, menor a abertura de dossel. Neste caso, como esperado, observa-se que quanto maior a porcentagem de cobertura, menores os valores de abertura de dossel, indicando a perda de estrutura de dossel com a perda de habitat (Figura 12B).

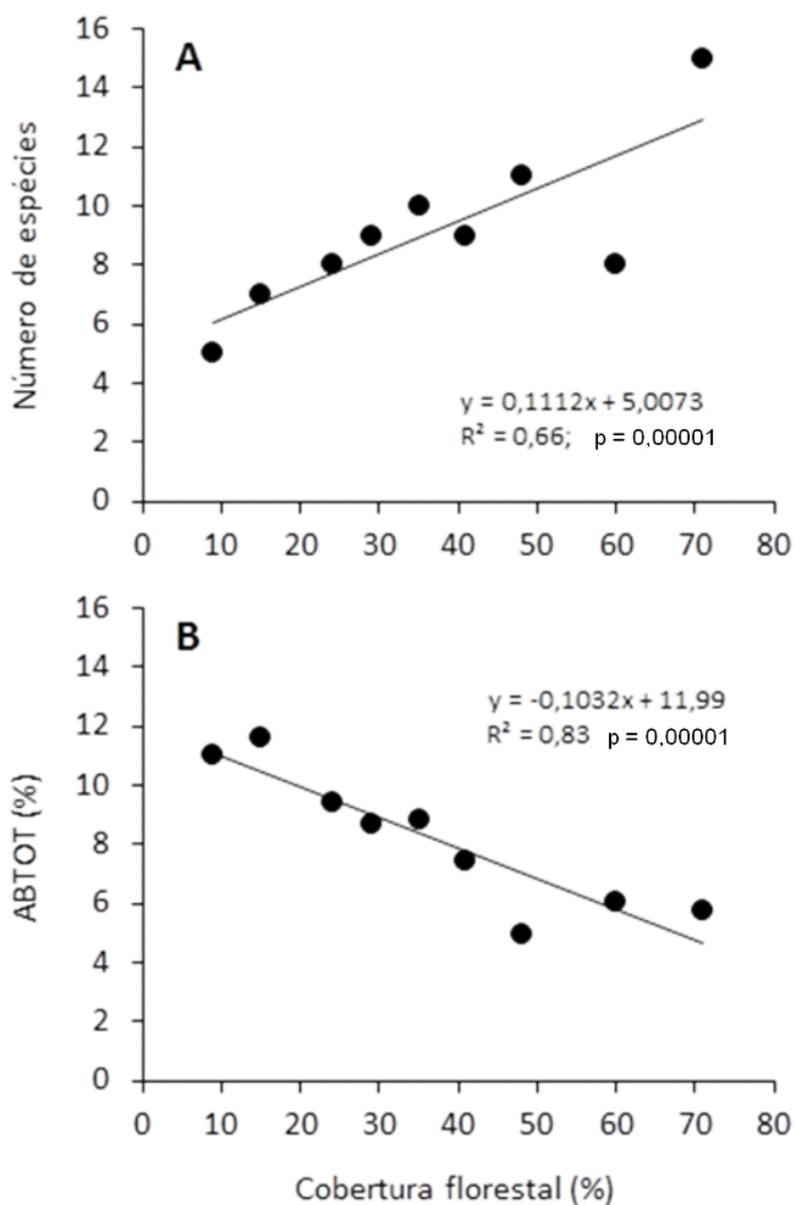


Figura 12. Relações entre os diferentes gradientes de cobertura de floresta ombrófila e o número de espécies (A) e abertura do dossel - ABTOT(B) em paisagens na região Sul da Bahia, Nordeste do Brasil.

Os resultados indicam que nas paisagens estudadas, uma perda de 10% de hábitat (cobertura florestal) acarreta em um decréscimo médio de 10% na riqueza de espécies da família Arecaceae. A relação foi linear, significativa ($p < 0,00001$), com alto valor de R^2 (0,83), indicando que a equação encontrada explica muito bem a relação observada no ambiente.

6 DISCUSSÃO

A abertura de dossel e o gradiente de cobertura florestal apresentaram relação linear, sendo que as paisagens com menores percentuais de cobertura tiveram maiores valores de abertura de dossel. Como medidas da abertura de dossel são freqüentemente usadas como medida de estrutura (Trichon et al 1998), podemos dizer que as áreas com maior porcentagem de cobertura, apresentam dossel mais estruturado, com menos aberturas, permitindo melhor crescimento de espécies tolerantes a sombra, geralmente as de final de sucessão (Maciel et al 2002, Martins et al 2008). De fato, na literatura indica-se que a maior fonte de heterogeneidade micro-ambiental em florestas úmidas é a variação nas condições de luz promovida pelas mudanças espaciais e temporais na estrutura do dossel (Svenning 2001). Assim, as paisagens com maior cobertura florestal teriam uma estrutura de dossel que permite um melhor estabelecimento destas espécies, tipicamente de final de sucessão ecológica. Isto pode ser notado especialmente porque as paisagens de 70% e 48% de cobertura florestal foram as mais próximas em termos de abertura e de composição de espécies, sendo as paisagens com os maiores valores de riqueza também. Isto sugere que, nas paisagens estudadas, a estrutura do dossel tem papel importante na estruturação da comunidade e na diversidade de espécies da família Arecaceae. Em ambientes que passam por grandes distúrbios as paisagens com maiores aberturas de clareiras também apresentaram maiores valores de abertura de dossel (Chazdon et al 1996, Kabakoff e Chazdon 1996). Nas nossas paisagens assume-se que efeitos sinérgicos atuam sobre as áreas que apresentam menor cobertura, reduzindo a estruturação do dossel e aumentando a porcentagem de abertura total (ABTOT). A redução na porcentagem de cobertura florestal em nível de paisagem coincide, em geral, com aumentos na fragmentação, permitindo que o efeito de borda atue mais fortemente nas paisagens com menor percentual de cobertura. Com isso, aumentam eventos como quebra de galhos, queda de árvores e até eventuais queimadas que desestruturam o dossel, criando clareiras de diferentes magnitudes (Martini 2002, Martins et al 2008) .

Os valores de abertura de dossel (ABTOT) encontrados na região de estudo variaram de 4 a 14%. Através da abertura de dossel por setores, as paisagens foram agrupadas em três grupos em relação à ABTOT. O grupo com os maiores valores de abertura (10 a 14%, correspondentes às áreas com menor percentual de cobertura), o

grupo de paisagens intermediárias que apresentou valores de 7 a 10% e o grupo das paisagens mais fechadas que apresentou valores de 4 a 7% de abertura de dossel. Os valores encontrados nas paisagens agrupadas como intermediária e fechada quanto a abertura de dossel, são similares ao encontrado em florestas maduras no sul da Bahia (Santos et al 2012, Pinheiro et al, no prelo), em fragmento de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil (Martins e Rodrigues, 2002) e em área de Floresta tropical no Equador (Kuptz et al 2010). Nossos dados indicam que as paisagens estudadas (de 9 a 71% de cobertura florestal) sofreram alterações na estrutura do dossel, especialmente nas áreas de menor percentual de cobertura florestal, onde a maior entrada de radiação nos estratos inferiores parece estar levando a um declínio no estabelecimento de plântulas e juvenis de espécies típicas de sub-bosque, como é o caso dos gêneros *Geonoma* e *Bactris* aqui estudado.

Estudos sobre germinação e crescimento de plântulas de Arecaceae são escassos, não se tem muito conhecimento sobre o tipo o comportamento germinativo em relação à luz dessas espécies (Broschat 1994), o que torna limitada a discussão sobre esse efeito da heterogeneidade do dossel no recrutamento e estabelecimento de espécies de Arecaceae. De acordo com Martius et al (2004) o fechamento do dossel através de copas das árvores bem desenvolvidas contribui com uma melhor qualidade do solo para as plantas, pois protege a biomassa da macro-fauna do solo da variação de temperatura e estresse hídrico. Isto explicaria, pelo menos em parte, a diminuição de espécies de sub-bosque nas áreas com cobertura mais alterada.

Outro ponto importante que pode interferir na composição das espécies dentro das paisagens estudadas se refere às características da matriz (não habitat) que circunda os fragmentos florestais (habitats). Matrizes mais permeáveis (buscar referências sobre matriz e fragmentos) permitem maior troca entre fragmentos, favorecendo a dispersão de sementes zoocóricas, por exemplo. A região deste projeto que abrange paisagens situadas mais ao sul (menores porcentagens de cobertura) apresenta matrizes menos permeáveis, constituídas por pastagens e cultivos, destacando-se o eucalipto nos últimos anos. A Região de Belmonte a paisagem é predominantemente dominada por pastagens e a matriz é composta pelos fragmentos florestais e florestas silviculturais de eucalipto. Já a reunião mais ao norte, próxima ao município de Una, apresenta matriz complexa devido à paisagem variegada constituída por cabucas, remanescentes florestais em diversos estágios e agricultura familiar, fato este que contribui para um aumento da diversidade biológica e aumento de espécies

generalistas, comprovadas estudos realizados nessa região (Faria 2002, Faria et al 2009, Pardini et al 2009).

No presente estudo foi observado que os valores de abertura de dossel foram negativamente relacionados com o número de espécies relação, também observada em outros estudos com Arecaceae (Svenning 2001, Rodrigues 2004). A heterogeneidade da abertura do dossel geralmente não influencia no número de indivíduos como também foi observado na região Amazônica (Rodrigues 2004, Cintra et al 2005), porém, em relação a riqueza, a ABTOT pode contribuir para uma maior (Cintra et al 2005) ou menor (Rodrigues 2004) homogeneidade ou heterogeneidade na distribuição das espécies.

A variação da heterogeneidade do dossel, percebida através da variação dos valores de sua abertura em cada paisagem, pode afetar negativamente algumas espécies de Arecaceae através de alterações anatômicas, no recrutamento e estabelecimento de plântulas, na taxa de crescimento e mortalidade. Alguns estudos relatam alterações estruturais, que podem significar maior investimento em estruturas adaptativas ao estresse e menor investimento em reprodução, devido à heterogeneidade micro-ambiental em Arecaceae. Tal fato foi observado por em *Desmoncus orthacanthos* (Queiroz et al., 2008), espécie que também é encontrada no sul da Bahia (Lorenzi et al 2010), que em paisagens mais perturbadas pela perda de hábitat apresentou alterações anatômicas através do aumento nas estruturas celulares, na quantidade de feixes vasculares e quantidade de células do parênquima. Alguns estudos de densidade populacional também foram observados alterações no recrutamento, com a diminuição de plântulas e estabelecimento de juvenis de Arecaceae em áreas mais perturbadas (Marcos e Matos 2003, Salm 2005, Martius et al 2004, Carvalho et al 2006).

As espécies de sub-bosque parecem ser as mais afetadas pela alteração na porcentagem de cobertura florestal e na abertura de dossel. Espécies de sub-bosque de florestas maduras podem sofrer diminuição na taxa de crescimento, como observado, por exemplo, em *Geonoma macrostachys* Mart em floresta Amazônica no Equador (Svenning 2002). Essas mesmas alterações podem estar acontecendo com as espécies de sub-bosque encontradas nas paisagens estudadas, como em *Geonoma pohliana*, *Geonoma litoraris*, *Geonoma condururensis* e *Geonoma pauciflora*, que tiveram sua abundância reduzida de forma significativa ao longo da perda de cobertura. Para confirmar esta pressuposição estudos mais detalhados de cada espécie em

relação a variações na heterogeneidade do dossel seriam recomendados. Por outro lado, estudos indicam que plântulas de *Euterpe edulis* sobrevivem mais em áreas com abertura de dossel variando de 9 a 19%, abaixo deste valor o estabelecimento das plântulas é prejudicado e chega ter redução de 10% no número de plântulas (Marcos e Matos 2003, Santos et al 2012). Em relação à fase adulta foi observado maior abundância da espécie nas paisagens de 48 e 24% de cobertura florestal, no entanto existe uma quantidade proporcional variando de (45 a 40 indivíduos adultos) nas paisagens de 71 a 40% de cobertura florestal, sendo esse valor reduzido de 17 a 12 nas paisagens de 35 e 28% e zero nas paisagens de nove e 15% de cobertura, dessa forma considera-se a paisagem de 24% de cobertura florestal um *outlier* (90 indivíduos) na relação entre perda de hábitat e densidade de *E. edulis*. Para essa espécie podemos concluir, caso não exista um histórico de exploração dos adultos nas propriedades estudadas, que além da perda de hábitat os altos valores de abertura de dossel nas paisagens abaixo de 24% de cobertura florestal inibe o desenvolvimento de adultos de *E. edulis*.

Foi encontrada relação linear entre perda de cobertura florestal (hábitat) e a riqueza de espécies. Nossos resultados indicam, portanto, que a perda de habitat leva a redução no número de espécies de Arecaceae nas paisagens estudadas. Na Mata Atlântica do sudeste do Brasil também foi encontrada uma relação similar a esta, entre a perda de hábitat e diversidade de Arecaceae (Seoane et al 2005, Pires 2006, Galetti et al 2006).

As paisagens acima de 35% e abaixo de 29% de cobertura florestal foram agrupadas como similares, e foram diferenciadas pela composição de espécies, com exceção da paisagem de 24% que se destacou pelo elevado número de indivíduos (214), e riqueza (8 espécies), tanto de espécies características de áreas abertas como de sub-bosque de áreas com maior porcentagem de cobertura, o entorno da área é composto por pastagens e plantações de eucalipto, porém, essa parcela é composta por uma área de alagado que provavelmente pode ter alterado o microclima local e ter interferido no resultado encontrado nessa área. As paisagens acima de 35% apresentam maior número de espécies raras e especialistas em áreas fechadas enquanto as paisagens abaixo de 29% apresentam menos espécies sendo algumas especialistas em áreas abertas e de porte arbóreo (Lorenzi et al 2010, Henderson 2011).

A dependência da riqueza de espécies de Arecaceae em relação à cobertura florestal é um fator preocupante, visto que pode ocorrer a perda de espécies que ainda não foram descritas ou investigadas nos seus aspectos ecológicos, fisiológicos e potenciais de uso. Espécies como *G. conduruensis* e a espécie *G. pohliana* subsp *bondariana* foram recentemente descritas para a ciência, sendo, juntamente *Bactris horridispatha* e *A. funifera*, consideradas endêmicas da região sul do estado da Bahia (Lorenzi et al 2010). Além disso, já existem espécies que se encontram na Red List da International Union for Conservation of Nature - IUCN, como vulnerável (*Bactris pickelii*) e ameaçada de extinção (*Syagrus botryophora*).

Podemos perceber através da análise dos perfis de diversidade que, como esperado, a diversidade foi maior em paisagens de maior cobertura devido ao elevado número de espécies raras. Os valores de abertura de dossel podem ser considerados como um caracter de distúrbio da paisagem, pois, podem afetar a intensidade e qualidade da luz (Chazdon et al 1996, Kabakoff e Chazdon 1996) e condições edáficas (Denslow et al 1998). Dessa forma, podemos afirmar que os resultados obtidos diferem da hipótese da perturbação intermediária de Connell (1978), a qual afirma que a maior riqueza ocorre em ambientes de perturbações intermediárias. No presente estudo a riqueza foi maior na paisagem de elevado percentual de cobertura florestal, o que não significa afirmar que nesta paisagem não ocorram perturbações, pois como se trata de uma área antropizada podem ocorrer perturbações menores ou iguais às paisagens de menor cobertura florestal. Fato similar a este, com maior riqueza de espécies em áreas de menor perturbação, também foi observado no cerrado, se utilizado também de abertura de dossel como unidade de distúrbio (Dias et al 2008).

Paisagens com maiores percentuais de cobertura florestal apresentaram maior número de espécies de sub-bosque dos gêneros *Bactris* e *Geonoma*, no entanto. Nestas paisagens estas espécies sempre ocorriam em touceiras muito próximas umas das outras. Esse fato pode significar que, apesar das condições microclimáticas do hábitat serem favoráveis ao estabelecimento e crescimento desses indivíduos, uma das causas para esta distribuição agregada pode ser uma falha ou ausência na remoção e dispersão de sementes que pode ter ocorrido com a exclusão dos frugívoros, conforme observado em estudos anteriores no Sul da Bahia (Faria et al 2006, 2009). Essa relação também foi observada na Mata atlântica de Pernambuco com a espécie *B. acanthocarpa*, de ocorrência também no sul da Bahia (Silva e Tabarelli 2001). Também para plântulas de Arecaceae, na Mata Atlântica, foi encontrada uma condição limite de

perda de hábitat para perda de diversidade nas espécies *Bactris vulgaris* Barb Rodr, *G. pauciflora* e *G. pohliana* subsp *rubescens*, de ocorrência também no sul da Bahia (Pires 2006). A perda de dispersores também afetou uma espécie de *Astrocaryum* na Mata Atlântica do sudeste do Brasil (Galetti et al 2006). Dessa forma, a ausência de dispersores pela perda de hábitat e/ou caça pode contribuir para extinções locais de Arecaceae visto que para a família a dispersão é zoocórica.

Foi observado um padrão linear entre a riqueza e abundância de indivíduos adultos de Arecaceae, com o gradiente de cobertura florestal, sem a presença de um limiar ecológico como também encontrado em estudos recentes de perda de habitat (Pires, 2006). Podemos supor então duas linhas conclusivas: ou não existe de fato um limiar ecológico para o grupo estudado ou, devido ao histórico de perturbação mais ou menos recente na área, esse limiar pode estar ocorrendo nos indivíduos mais jovens ou virem a ocorrer nas próximas gerações, quando processos de dispersão e colonização forem entrando em colapso. Estudo relacionando a perda de hábitat e riqueza em Myrtaceae da Mata Atlântica, também não apresentou um limiar para indivíduos adultos, porém, no estágio de plântulas foi encontrada uma condição limite de perda de hábitat para uma queda abrupta das espécies (Rigueira 2012). Estudos que estão em andamento na área de estudo envolvendo as plântulas e juvenis de diversas espécies podem confirmar esta suposição.

Assim como observado no presente estudo, Scariot (2001) também encontrou um declínio na densidade de Arecaceae em paisagens com diferentes percentuais de cobertura da Amazônia Central, sendo que alguns indivíduos (ou algumas espécies) com capacidade maior de aclimação tornaram-se dominantes. Além dos efeitos da fragmentação e da perda de hábitat, Kahn e Grenville (1992) apresentaram outras duas justificativas para a densidade de Arecaceae em áreas com perturbação moderada em florestas tropicais, ou seja: a) a utilidade das Arecaceae, que por conta disso podem ser mantidas durante o corte seletivo, e b) a capacidade de resistência às queimadas. As justificativas de Kahn e Grenville (1992) podem ser uma das explicações para a predominância de espécies arbóreas como *A. caudenses* e *S. bonthryophora* e *E. edulis* correspondendo a 75, 67 e 42% dos indivíduos amostrados nas paisagens de 9, 15 e 24% respectivamente. Em geral, as espécies de Arecaceae resistem a pressões antrópicas moderadas no hábitat (Svening 1998).

Observa-se que na paisagem de 48% de cobertura florestal a riqueza é mais similar com a paisagem de maior cobertura (71%) do que a de 60%, isso pode ser

explicado pelo fato desta paisagem apresentar maior homogeneidade na estrutura do dossel com valores de ABTOT variando de 3,4 a 6,8, neste caso o valor de ABTOT teve maior peso do que a cobertura florestal em escala de paisagem. Então se pode afirmar que em paisagens com valores de cobertura florestal próximos a 50% os fatores micro-ambientais são mais relevantes.

Pensando na conservação da família *Arecaceae*, a relação linear encontrada para riqueza e perda de hábitat enquadra-se como bem preocupante, pois, qualquer diminuição de hábitat acarreta em perda de indivíduos e de espécies (cerca de 10% a cada diminuição no percentual de cobertura florestal). Com a redução da diversidade de *Arecaceae*, algumas interações planta-animal como polinização (Barford, 2011) e dispersão (Galetti 1992, Linhares 2003, Guimarães et al 2005) são perdidas. Por conta disso, os estudos empíricos podem servir de base para a compreensão da organização das comunidades florestais, identificação dos efeitos da perda de hábitat sobre a diversidade e a estrutura da floresta, conservação e gestão de paisagens naturais (Fuoho et al 2005, Guedes et al 2005).

Diante da forte interação entre a fauna local e os fatores microclimáticos, as *Arecaceae* tropicais foram consideradas como promissoras para modelos vegetais de investigação da ecologia funcional em florestas (Roupsard et al 2006). O declínio de espécies e de densidade de *Arecaceae* em relação a perda de hábitat pode afetar negativamente espécies de aves. Galetti e Aleixo (1998) relataram que as espécies de aves da família *Contigidae* e *Ramphastidae* foram negativamente afetadas pela remoção de *Arecaceae* em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Pequenos roedores e uma grande variedade de frugívoros, incluindo mamíferos não-voadores de médio e pequeno porte alimentam-se de frutos de *Arecaceae* e dispersam suas sementes (Galetti 1992, Linhares 2003, Guimarães et al 2005). A dependência de seus dispersores torna-se também um fator limitante para o estabelecimento de novos indivíduos, visto que a maioria das espécies de *Arecaceae* da Mata Atlântica no sul da Bahia possuem sementes grandes (Lorenzi et al 2010). A perda de sementes grandes e de espécies tardias pode impedir que florestas secundárias alcançassem estádios sucessionais mais avançados, como foi observado através de simulações nos fragmentos florestais da Mata Atlântica do estado de Pernambuco (Costa et al 2012).

A medida de diversidade baseada na riqueza (número de espécies) tem sido uma medida intuitiva e fácil para caracterizar os ecossistemas (Gamfeldt 2013). Florestas com maior número de espécies apresentam mais disponibilidade de serviços

ambientais, pois, cada espécie contribui para os serviços de forma diferente. Assim, o que torna uma paisagem diversa em processos ecológicos e serviços ambientais é a riqueza de espécies (Pires 2006, Gibson et al 2011, Gamfeldt et al 2005, 2013). Mesmo sabendo que existe certa redundância funcional em áreas muito diversas (Wright 2010), a perda de espécies acaba acarretando a ruptura dessas relações, podendo levar a um colapso no ambiente (Gibson et al 2011) Os serviços ambientais são impagáveis e de difícil valoração, ainda os serviços das florestas primárias são irrecuperáveis (Costanza et al 2007, Gibson et al 2011). Então, torna-se emergencial entender a vulnerabilidade dessas espécies e quais interações, padrões e processos ecológicos têm perdido, além, dos serviços ambientais impagáveis em um curto espaço de tempo, devido à antropização que promove a perda de hábitat.

7 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nesse estudo foi possível concluir que a perda de cobertura florestal em nível de paisagem tem uma relação linear positiva com a abertura do dossel, enquanto que uma relação linear e negativa foi encontrada entre a cobertura florestal e riqueza de espécies. A densidade das espécies não apresentou relação significativa com a abertura do dossel e com os gradientes de cobertura florestal. A relação linear entre riqueza de espécies e perda de hábitat é uma preocupação para a conservação da biodiversidade, pois a perda de hábitat foi proporcional à perda de espécies (cerca de 10% de redução na riqueza de espécies a 10% de perda de cobertura florestal). Embora seja conhecido que áreas com alta diversidade como as formações atlânticas tenham redundância funcional, as baixas coberturas florestais em nível de paisagem, com os efeitos sinérgicos que aumentam a degradação do ambiente, desfavorecem a persistência de alguns taxa, como os gêneros *Attalea*, *Euterpe* e *Geonoma* consequentemente, com a perda dos serviços processos ecossistêmicos.

8 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. Ilheus:Editus, 130p, 2000.
- AMARASEKARE, P. Alle Effects in Metapopulation Dynamics. *The American Naturalist*.v.152, n.2, p. 298-302, 1998.
- ANDRÉN, H. Effects of hábitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable hábitat – a review. **Oikos**, p. 355–366, 1994.
- ANTEN, N.P.R; ACKERLY D.D. Canopy-level photosynthetic compensation after defoliation in a tropical understorey palm. **Functional Ecology**, v. 15, p.252-262,2001.
- ARAÚJO, M.; ALGER, K.; ROCHA, R.; MESQUITA, C.A.B. **A Mata Atlântica do Sul da Bahia. Situação atual, ações e perspectivas**. São Paulo: Instituto Florestal do Estado de São Paulo, 35p. 1998. (Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica 8).
- BALSLEV, H. et al. Species diversity and growth forms in tropical American palm communities. **The Botanical Review**, v.77, p.381-425, 2011.
- BARFORD, A.S; HAGEN, M; BORCHESENIUS, F. Twenty-five years of progress in understanding pollination mechanisms in palms (Arecaceae). **Annals of Botany**, v.108, p.1503-1516, 2011.
- BASCOMPTE, J; SOLÉ, RV. Hábitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. **Journal Animal Ecology**, v. 65, p. 465- 73, 1996.
- BERNAL, R. Interview with pal specialist Rodrigo Bernal. **FAO FOCUS**. In: GUIMARÃES, C.A.L. e SILVA, L.A.M. *Piaçava da Bahia (Attalea funifera Martius): do extrativismo à cultura agrícola*, Ilhéus – Bahia, **Editus**, 2012.
- BONABEAU, E; THERAULAZ, G; DENEBOURG, J.L. Quantitative study of the fixed threshold model for the regulation of division of labour in insect societies. **Proceedings the Royal Society London**, v.263, p.1565-1569, 1996.
- BONDAR, G. P. ARECACEAE do Brasil. **Instituto de Botânica**. Boletim n. 2, 159p.1964.
- BROKAW, N; BUSING, R. T. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. **Trends in Ecology and Evolution**, v.15, p.183-188, 2000.
- CANALE, G.R; PERES, C.A; GUIDORIZZI, C.E; GATTO, C.A.F; KIERULFF, C.M. Pervasive defaunation of forest remnants in a Tropical biodiversity hotspot. **Plos one**, v.7, n.8, p. 1-9, 2012.
- CARDINALE, B.J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v.486, p.59-67, 2012.

CAPERS, R.S; CHAZDON, R.L. Rapid assessment of understorey light availability in a wet tropical forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.123, p.177–185, 2004.

CHAZDON, R; FETCHER, N. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rainforest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.72, p. 553–564, 1984.

CHAZDON R.L., PEARCY R.W., LEE D.W. AND FETCHER N. Photosynthetic responses of tropical forest plants to contrasting light environments. In: Mulkey S.S., Chazdon R.L. and Smith A.P. (eds), **Tropical Forest Plant Ecophysiology**. Chapman e Hall, New York, p. 5–55. 1996.

CLARK, D. B., D. A. CLARK, P. M. RICH, S. WEISS; S. F. OBERBAUER. Landscape-scale evaluation of understorey light and canopy structure: methods and application in a neotropical lowland rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, p. 747-757, 1996.

CINTRA, R; TERBORGH, J. Forest microspatial heterogeneity and seed and seedling survival of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in a Amazonian Forest. **Ecotropica**, v.6, p.77-88, 2000.

CINTRA,R; XIMENES, A.C; GONDIM, F.R. Forest spatial heterogeneity and palm richness, abundance and community composition in Terra Firme forest, Central Amazon. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n.1, p.75-84, 2005.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, p. 1302-1310, 1978.

COSTA, J.B.P.; MELO, F.P.L; SANTOS, B.A; TABARELLI,M. Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. **Acta Oecologia** v.39, p. 61-66, 2012.

COSTANZA et al 1997. In: TONHASCA JR, A. Os serviços ecológicos da Mata Atlântica. **Ciência Hoje**, v.35, n.205, p. 64-67, 2004.

CUSHMAN,S.A.; MCGARIGAL , MCK. Landscape level patterns of avian diversity in the Oregon Coast Range. **Ecological Monographs**. v.73, p. 259–281, 2003.

DEAN, W. Aferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. **Companhia das Letras**, São Paulo. 1996.

DENSLOW, J. S., J. C. SCHULTZ, P. M. VITOUSEK; B. R. Strain. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. **Ecology**. p. 165-179,1990.

DIAS, A.S; MARTINELLI, C.M; VEIGA, L.G; MATTOS, R.G; ARANHA, T.P. **Abertura de dossel e riqueza de espécies em um fragmento de cerrado de Itirapina, SP**.Relatórios da disciplina PPG-Ecologia, IB, UNICAMP p.60-76. 2008.

DINIZ-FILHO, J.A.F; TERRIBILE, L.C; OLIVEIRA, G; RANGEL, T.F.L.V.B. Padrões e processos ecológicos e evolutivos em escala regional. **Megadiversidade**, v.5, n.12, p.5-16, 2004.

DRINNAN, Ian N. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, p. 339–349, 2005.

DONOVAN, T.M; FLATHER, C.H. Relationships among north American songbird trends, hábitat fragmentation, and landscape occupancy. **Ecological Applications**, v.12, n.2, p.364-374, 2002.

ERIKSSON, O.; KIVINIEMI, K. Site occupancy, recruitment and extinction thresholds in grassland plants: an experimental study. **Biological Conservation**, v.87, p. 319-325, 1999.

FAHRIG L. How much hábitat is enough? **Biological Conservation**, v.100, p.65-74, 2001.

FAHRIG L. Effect of hábitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v. 12, p. 346-53, 2002.

FAHRIG, L. Effects of hábitat fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, evolution and Systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

FARIA, D., et al. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management**, p. 2226–2234, 2009.

FICETOLA, G.G.; DENOEL, M. Ecological threshold: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-hábitat relationships. **Ecography**, v. 32, p. 1075-1084, 2009.

FILHO, F. J. B. de O.; METZGER, J. P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v. 21, p.1061–1073. 2006.

FLEURY, M.; GALETTI, M. Effects of microhábitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. **Acta Oecologica**, v. 26, p. 179–184. 2004.

FRAZER, G.W; CANHAM, C.D; LERTZMAN, K.P. 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 program documentation. **Simon Fraser University**, 1999.

FUOHO, D. et al. Levantamento florístico das espécies Herbáceas, arbustivas e lianas da floresta de Encosta da Ponta do Cego, Reserva Biológica do Lami (RBL), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Instituto Anchietano de Pesquisas**. Pesquisas Botânica n°56, p.239-256, 2005.

GALETTI, M; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 286-293, 1998.

GALETTI, M; ZIPPARRO, V.B; MORELLATO, P.C. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland and Atlantic forest of Brazil. **Ecotropica**, v.5, p. 115-122, 1999.

GALETTI, M.; DONATTI, C.I; PIRES, A.S; GUIMARÃES JR,P.R;JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest Fragmentation.**Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 151, p. 141–149, 2006.

GALINDO-LEAL, C.; I.G. CÂMARA. Atlantic forest hotspots status: an overview. in C. Galindo-Leal; I.G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. **Center for Applied Biodiversity Science e Island Press**, Washington, D.C, p. 3-11, 2003.

GAMFELDT, L; WALLÉN, J; JONSSON, P.R; BERNTSSON, K.M; HAVENHAND, J.N. Increasing intra specific diversity enhances settling success in a marine invertebrate. **Ecology**, v.86, n.12, p.3219-3224. 2005.

GAMFELDT, L. et al. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. **Nature communications**, v.4, n.1340,p.1-8, 2013.

GARCIA, D.; CHACOFF, N. P. Scale Dependent Effects of HÁBITAT Fragmentation on Hawthorn Pollination, Frugivory, and Seed Predation. **Conservation Biology**, v. 21, p. 400-411, 2007.

GIBBS, JP; STANTON, EJ.HÁBITAT fragmenta-tion and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. **Ecology Applications**.v.11, p.79-85, 2001.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478 n. 7369, p. 378-381,2011.

GOBRON, N; B. PINTY; M. M. VERSTRAETE; J. L. WIDLOWSKI. Advanced vegetation indices optimized for up-coming sensors: Design, performance, and applications. **Geoscience and Remote Sensing**, IEEE Transactions on v. 38, p.2489-2505, 2000.

GOTCEITAS, V; COLGAN, P. Predator foraging success and habitat complexity: quantitative test of the threshold hypothesis. **Oecologia**, v. 80, n. 2, p. 158-166, 1989.

GOUVÊA, J.B.S. Contribuição à geomorfologia do sulda Bahia. Área dos baixos cursos dos riosPardo eJequitinhonha. **Comunicação Técnica do Centro de Pesquisas do Cacau / Comissão Executiva de Planejamento da Lavoura Cacaueira**, v.35, p.1-11. 1969.

GUEDES, M.L.S.; BATISTA, M.A.; RAMALHO M.; FREITAS, H.M.B.; SILVA, E.M. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. **Miolo Mata Atlântica**, São Paulo, 2005.

GUIMARÃES, P.R; LOPES, P.F.M; LYRA, M.L; MURIEL, A.P. Fleshy pulp enhances the location of *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae) fruits by seed-dispersing rodents in an Atlantic forest in south-eastern Brazil.**Journal of Tropical Ecology**, v.21, p.109-112, 2005.

HANSKI, I; MOILANEN, A; PAKKALA, T; KUUSSAARI, M, The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. **Conservation Biology** , v.10,p. 578-590,1996.

HANSKI, I; OVASKAINEN, O. Extinction Debt at Extinction Threshold. **Conservation Biology**, v.16, n.3, p.666-673, 2002.

HAMMER, O; HARPER DA; RYANP. D. **PAST-Paleontological Statistics ver. 2.15**. <http://www.folk.uio.no/ohammer/past/>, 2012. Acessado em 2012.

HENDERSON, A. A revision of *Geonoma* (Arecaceae). **Phytotaxa**, v.17, p.1-271, 2011.

IUCN **Red List of Threatened Species**. Version 2012.2. Electronic Database accessible at <http://www.iucnredlist.org/>. Captured on 25 Oct 2012

JARDIM, J.G. Uma caracterização parcial da vegetação na região sul da Bahia, Brasil. In: Corredor de biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia. PRADO, PI et al. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, **IESB – CI – CABS – UFMG – UNICAMP**. 2003.

JANSSON, G.; ANGELSTAM, P. Threshold levels of hábitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. **Landscape Ecology**, v.14, p. 283-290, 1999.

JENKINS, C.N.; PIMM, S.L. Definindo prioridades de conservação em um hotspot de biodiversidade global. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa Editora, 2006.

KABAKOFF, R. P. et al. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, n. 6, p. 779-788, 1996.

KAHN, F; CASTRO, A. The palm community in a forest of central Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 20, p. 266-269. 1985.

KAHN, F; GRANVILLE J.J. Palms in forest ecosystems of Amazonia. **Springer Ecological studies**. v.95, 214p, 1992.

KEARNEY, M. Hábitat, environment and niche: what are we modelling? **Oikos**, v.115, n.1, p. 186-191, 2006.

KIMBERLY A. W.; THOMAS O. C. Critical Thresholds in Species' Responses to Landscape Structure. **Ecology** v. 76, p. 2446–2459. 1995.

KOMONEN, A; PENTTILAE, R; LINDGREN, M; HANSKI I. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. **Oikos**, v.90, p.119-26, 2000.

KÖPPEN, W. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. México: **Fondo de Cultura Económica**, 1948.

KURKI, S; NIKULA, A; HELLE, P; LINDEN, H. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. **Ecology**, v. 81, p.1985-97, 2000.

LAURANCE, W.F; NASCIMENTO, H.E.M; LAURANCE, S.G; ANDRADE, A.C; FEARNESIDE, P.M; RIBEIRO, J.E.L., CAPRETZ, R.L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v.87, p.469–482, 2006.

LORENZI, H; NOBLICK, L; KAHN, F. Flora brasileira: Arecaceae (Arecaceae). **Instituto Plantarum**, Nova Odessa, SP, 378p, 2010.

LIEBERMAN, M., et al. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v. 73, p. 505-516. 1985.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J.; CUNNINGHAM, R. B. Native vegetation thresholds associated with species responses. **Biological Conservation**, v. 124, p. 311–316, 2005.

LINHARES, K.V. **Esquilos *Sciurus alphonsei* (Mammalia: Rodentia) como dispersores de *Attalea oleifera* (Arecaceae) em remanescente da Floresta Atlântica Nordestina, Brasil**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Mestrado em Biologia Animal, 60p, 2003.

LUIZÃO, F. J. ; O. R. SCHUBART. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. **Experientia**, v. 43, p. 259 – 265, 1987.

LOPES, A.V; GIRÃO, L.C; SANTOS, B.A; PERES, C.A. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v.142, p.1154-1165, 2009.

LOREAU, M; MOUQUET, N; GONZALEZ, A. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscape. **PNAS**, v.100, n.22, p.12765-12770, 2003.

LUZ, N.C. **Sustentabilidade socioambiental a partir do uso de alternativas locais: o caso da exploração do Tucumã (*Astrocaryum vulgare* Mart)**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Pará. Belém. 2011.

MARCOS, C.S; MATOS, D.M.S. Estrutura de populações de palmito (*Euterpe edulis* Mart) em áreas com diferentes graus de impactação na floresta da Tijuca, RJ. **Floresta e Ambiente**, v.10, n.1, p.27-37, 2003.

MARIANO-NETO, E; MANTOVANI, W. Estudos das relações entre fragmentação, corte seletivo e estrutura de comunidades arbustivo-arbóreas em remanescentes florestais da região de Una, Bahia, Brasil. **Anais VI Congresso Ecologia do Brasil – Fortaleza, Ceará, Universidade Federal do Ceará**, p.223-225. 2003.

MARTINI, A.M.Z.; **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.** Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. São Paulo, 2002.

MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P; AMORIM, A.M; PAIXÃO, J.L.. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity Conservation** v.16, p. 3111–3128, 2007.

MARTINS, S.V; GLERIANI, J.M; AMARAL, C.H; RIBEIRO, T.M. Caracterização do dossel e do extrato 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, 2008.

MARTIUS, C; HOFER, H; GARCIA, M.V.B; ROMBKE, J; FORSTER, B; HANAGARTH, W. Microclimate in agroforestry systems in a central Amazonia: does canopy closure matter to soil organisms? **Agroforestry Systems**, v.60, p.291 – 304, 2004.

MC GARIGAL, K; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.** Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122p, 1995.

METZGER, J.P. Como lidar com regas pouco óbvias para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n.2, p.11-23, 2006.

MEYER, F.S; DORNELLES, S.S. Demografia do palmitreiro *Euterpe edulis* (Arecaceae) na floresta ombrófila densa de terras baixas em regeneração, na região da Vila da Glória, São Francisco do Sul (SC). **Health and Environment Journal**, v.4, n. 2, p.7-13, 2003.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade de Mata Atlântica e Campos Sulinos.** Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/ Instituto Estadual de Florestas – MG. Brasília. MMA, SBF, 40p, 2000.

MOCZEK, A.P. The behavioral ecology of threshold evolution in a polyphonic beetle. **Behavioral Ecology**, v.14, n.6, p.841-854, 2003.

MONTOYA, D; ALBURQUERQUE, F.S; RUEDA, M; RODRÍGUEZ, M.A. Species response patterns to habitat fragmentation: do trees support the extinction threshold hypothesis? **Oikos**, v.119, p.1335-1343, 2010.

MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. FONSECA; J. KENT. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. 2000..

NOBLICK, L.R. **The indigenous palms of the state of Bahia, Brazil.** Tese (Doutorado) Universidade de Illinois, Chicago. 523p, 1991.

PAMPONÉT, T.C. **Crescimento, assimilação de carbono e produtividade após redução de área foliar e distribuição do sistema radicular em piaçaveiras cultivadas a pleno sol ou em sub-bosque.** Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa de Produção Vegetal, 50p, 2009.

OROZCO-SEGOVIA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C. Los sentidos de las plantas. La sensibilidad de las semillas a la luz. **Ciencia** v. 43, p. 399-411, 1992.

PARDINI, R; BUENO, A.A; GARDNER, T.A; PRADO, PI; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscape. **Plos One**, v.5, n.10, 1-10, 2010.

PESSOA, M.S; TALORA, D.C; CAZETTA, E. **Relação entre perda de hábitat na riqueza de espécies e diversidade funcional de frutos zoocóricos em comunidades arbóreas da Floresta Atlântica no Sul da Bahia.** Projeto de doutorado (dados não publicados), Rede Sisbiota, Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC.

PINTAUD, J.C. et al. Las palmeras de América del Sur: diversidad, distribución e historia evolutiva. **Rev. Peru. Biol.** v.15, p.007-029, 2008.

PIRES, A.S. **Perda de diversidade de Arecaceae em fragmentos de Mata Atlântica: padrões e processos.** Tese (Doutorado) Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, 2006.

POR, F.D. Sooretama the Atlântic Rain Forest of Brasil. **SBP Academic Publishing** bv. 130p. 1992.

PINTAUD, J.C.; GALEANO, G; BALSLEV, H; BERNAL, R; BORCHSENIUS, F; FERREIRA, E; GRANVILLE, J.J; MEJÍAB, K; MILLÁN, K; MORAES, M; NOBLICK, L; STAUFFER, F.W; KAHN, F. Las palmeras de América del Sur: diversidad, distribución e historia evolutiva. **Peruvian Journal of Biology.** v.15, p.007-029. 2008.

QUEIROZ, J; ORELLANA, R; CANTO, G; REBOLLAR, S; HERRERA-FRANCO, P. Stem anatomical characteristics of the climbing palm *Desmoncus orthacanthos* (Arecaceae) under two natural growth conditions in a tropical forest. **Revista de Biología Tropical** v. 56, n.2, p. 937-949, 2008.

RADFORD, J.Q., et al. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, v. 124, p. 317–337. 2005.

RANTA, P; BLOM, T; NIEMELA, J; JOENSUU, E; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.385-403, 1998.

RANIUS, T; JONSSON, M. Theoretical expectations for thresholds in the relationship between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: A study case in spruce forests. **Journal for Nature Conservation**, v. 15, p.120-130, 2007.

RIBEIRO, M.B. Características biológicas das espécies e palmeiras podem predizer sua raridade em uma floresta de terra firme na Amazônia Central? Manaus, **INPA**, <http://pdbff.inpa.gov.br/treina1p.htm>. 2007.

RIGUEIRA, D.M.G. **Perda de hábitat e limiar de extinção em plantas lenhosas (Myrtaceae) da mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal da Bahia, Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento, 35p. 2012.

RODRIGUES, L. F. Efeito da Heterogeneidademicroespacial na distribuição de uma comunidade de palmeiras na Amazônia central. Manaus, **INPA**, <http://pdbff.inpa.gov.br/treina1p.htm>. 2004.

ROUPSARD, O et al. Partitioning energy and evapo-transpiration above and below a tropical palm canopy. **Agricultural and Forest Metereology**, v. 139, p.252-268, 2006.

SALM, R. The importance of forest disturbance for the recruitment of the large arborescent palm *Attalea maripa* in a seasonally-dry Amazonian forest. **Biota Neotropica**, v.5, n.1, p.1-7, 2005.

SALM, R.; SALLES, N. V. D.; ALONSO, W. J.; SCHUCK-PAIM, C. Cross-scale determinants of palm species distribution. **Acta Amazonica**, v. 37, n1, p.17-25. 2007.

SALM, R. et al. Abundância e diversidade de Arecaceae no Distrito Florestal Sustentável da rodovia BR-163, Pará, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, 2011.

SANTOS, M.L.S; FRANÇA, S; GOMES, F.P; NASCIMENTO, J.L; SILVA, L.A; MIELKE, M.S. Low lighth availability affects leaf gas exchange, growth and survival of *Euterpe edulis* seedlings transplanted into the understory of an antropic tropical rainforest. **Southern Forests**, v.74,n.3,p.167-174, 2012.

SCARIOT, A, **The Effects of Rain Forest Fragmentation on the Palm community in Central Amazonia**. PhD Thesis.University of California, Santa Barbara. 1996.

SCARIOT, A. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 87, p. 66-76, 1999.

SCARIOT, A., Weedy and secondary palm species in Central Amazonia forest fragments. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, p. 271-280, 2001.

SEOANE, C.E.S; KAGEYAMA, P.Y; RIBEIRO, A; MATIAS, R; REIS, M.S; BAWA, K; SEBBENN,A.M. Efeito da fragmentação florestal sobre imigração de sementes e a estrutura genética temporal de populações de *Euterpe edulis* Mart. **Revista Inst. Florestal**.v.17, n.1,p.25-43,2005.

SILVA, M.G; TABARELLI, M. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. **Acta Oecologia** v. 22, p. 259-268, 2001.

SOARES-FILHO, B.S. **Análise de paisagem: Fragmentação e mudanças**. Departamento de cartografia, centro de sensoriamento remoto – Instituto de Geociências – UFMG, 1998.

SODRÉ, J.B. **Morfologia das Arecaceae como meio de identificação e uso paisagístico**. Monografia (Especialização). Universidade Federal de Lavras, MG, 2005.

SOUZA, V.V.; LORENZI, H. Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa, SP: **Instituto Plantarum**, 2008.

STAGGEMEIER, V.G; GALETTI, M. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornitocóricos: uma perspectiva global. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n.2, p.281-287, 2007.

SUNDRAM, K; SAMBANTHAMURTHI, R; TAN, Y.A. Palm fruit chemistry and nutrition. **Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition**. v.12,n.3, p.355-362, 2003.

SWIFT, T.L.; HANNON, S.J. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. **Biological Reviews**, v. 85, n1, p. 35-53, 2010.

SVENNING, J. C. Environmental heterogeneity, recruitment limitation and the mesoscale distribution of palms in a tropical montane rain forest (Maquipucuna, Ecuador). **Journal of Tropical Ecology**, v.17, p. 97-113, 2001.

SVENNING, J.C. Crow illumination limits the population growth rate of a neotropical understory palm (*Geonoma macrostachys*, Arecaceae). **Plant Ecology**, v.159, p.185-199,2002.

TABARELLI, M., MANTOVANI, W., PERES, C.A., Effects of hábitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, 1999. p. 119–127.

TABARELLI, M; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p. 81-188, 2005.

TABARELLI, M; PINTO, L.P; SILVA, J.M; HIROTA, M.M; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v.1, n1, p. 132-138. 2005.

TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ, P., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIHUELA, G., RIVEROS, M., ASCANIO, R., ADLER, G.H., LAMBERT, T.D., BALBAS, L., Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v.294, p. 1923–1926, 2001.

THOMAS, W.; CARVALHO, A. M.; AMORIM, A.M.A.; GARRISON, J.; ARBELÁEZ, A.L. Plant endemisms in two forests in Southern Bahia. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.311-322, 1998.

THOMAS, W. Natural Tipo de vegetação in southern Bahian. In: Prado, P.I.; E.C. Landau, R.T. Moura, L.P.S. Pinto, G.A.B. Fonseca, and K. Alger, (orgs.). **Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do**

Sul da Bahia. CD-Rom, Ilhéus, IESB/CI/ CABS/ UFMG/UNICAMP.2003.

TILMAN, D., WEDIN, D.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**, v.379, p. 718–720, 1996.

TRICHON, V; WALTER, J.M.N; LAUMONIER, Y. Identifying spatial patterns in the tropical rain forest structure using hemispherical photographs. **Plant Ecology**, v.137, p. 227-244, 1998.

TROIAN, L.C. **Contribuições ao manejo sustentável dos frutos de *Euterpe edulis* Martius: estrutura populacional, consumo de frutos, variáveis de hábitat e conhecimento ecológico local no sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Pós-graduação em Ecologia, 80p, 2009.

URBAN, D ;O'NEILL, R.V.; SHUGART, H.Jr. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**,v. 37, p. 119-127, 1987.

VALENTE, M.F.C. **Subsídios ecológicos ao uso sustentável da palha – *Geonoma gamiova* Barb. Rodr.** (Arecaceae).Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2009.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants.**2 ed., Berlin e New York: Springer-Verlag. 1972,

VORMISTO, J; SVENNING, J; HALL, P; BALSLEV,H. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in *terra firme* forest n the western Amazon basin. **Journal of Ecology**, v. 92, p. 577-588,2004.

WENNY, D.G.; LEVEY, D.J. Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, n. 11, p. 6204-6207, 1998.

WIRTH, R.; B. WEBER, R. J. Ryel Spatial and temporal variability of canopy structure in a tropical moist forest. **Acta Oecologica**,v.22, p.235-244, 2001.

WITH, K.A., KING, A.W., Extinction thresholds for species in fractal landscapes. **Conservation Biology**, v. 13, p. 314–326. 1999.

WHITMORE, T.C., Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pp. 3-12 *in* Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (eds), Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. **University of Chicago Press**, Chicago and London. 1997.

WRIGHT, S.J.; DUBER, H.C. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea utyraceae*, with implications for tropical tree diversity.**Biotropica**,p.583-595, 2001.

WRIGHT, S.J. The future of tropical forests. **Annals of the New York Academy of Sciences**, p. 1-27, 2010.

ZONA, S; HENDERSON, A., A review of mediated seed dispersal of palms. **Selbyanav.** 11, p.6-21. 1989.

9 APÊNDICE

Tabela 2. Lista das espécies de Arecaceae encontradas e identificadas na região sul da Bahia, Nordeste do Brasil. Apresenta-se os tipos de fisionomias que estas ocorrem baseados na literatura de Lorenzi et al 2010.

Espécie	Tipo de vegetação
<i>Allagoptera caudescens</i> (Mart.) Kuntze	Restinga, Matas de planície litorânea e encostas. Foi registrada de Sergipe ao Rio de Janeiro, nas matas de planície litorânea, restinga e matas de encosta.
<i>Attalea funifera</i> Mart. ex Spreng. *	Restinga e florestas costeiras Existem registros dessa espécie na floresta higrófila em solo arenoso (piaçaval perturbado pela extração de fibras), em áreas de restinga e em capoeira alta (vegetação secundária).
<i>Bactris acanthocarpa</i> Mart	Florestas primárias e mata higrófila Sub-bosque de Floresta higrófila
<i>Bactris bahiensis</i> Noblick ex A.J. Hend	Registros na floresta parcialmente perturbada, em floresta higrófila desde o nível do mar até 35m de altura, ao longo da costa litorânea.
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	Restinga e floresta secundária Foi encontrada na floresta higrófila de perturbada/preservada em áreas abertas e clareiras.
<i>Bactris glassmanii</i> Medeiros-Costa & Noblick ex A.J.Hend	Restinga e floresta secundária e matas de encosta.
<i>Bactris hirta</i> Mart.	Florestas primárias em área de terra firme, floresta higrófila ocorre no bioma Amazônico e Atlântico.
<i>Bactris horridispatha</i> Noblick ex A.J. Hend (endemic in Bahia) *	Sub-bosque de floresta higrófila ou de enconsta, em terra firme ou lugares inundados.
<i>Bactris pickelii</i> Burret	Floresta higrófila
<i>Bactris vulgaris</i> Barb. Rodr.	Floresta higrófila, Solos argiloos
<i>Desmoncus orthocanthos</i> Mart.	Floresta higrófila, No bioma Amazônico e Mata Atlântica e nas restingas do leste. Registros em clareiras na floresta, capoeirae em áreas

Espécie	Tipo de vegetação
	de transição entre restinga e floresta higrófila (solo arenoso).
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Floresta higrófila Registros em áreas de floresta higrófila perturbada/preservada e nas matas ciliares.
<i>Geonoma conduruensis</i> Lorenzi sp. nov. (espécie endêmica do Sul da Bahia) *	Floresta higrófila, Solos úmidos e brejosos.
<i>Geonoma pauciflora</i> Mart.	Floresta higrófila Registros em áreas de floresta higrófila perturbada (solo argiloso) e restinga perturbada.
<i>Geonoma pohliana</i> Mart. *	Floresta higrófila Encontrada na floresta higrófila, em cabruca abandonada e em restinga.
<i>Geonoma littoralis</i> Mart	Floresta higrófila Solos úmidos e brejosos
<i>Syagrus botryophora</i> (Mart.) Mart. **	Floresta higrófila Registros na floresta higrófila perturbada/preservada, em área de capoeira (vegetação secundária) e em área de restinga mesclada com floresta higrófila.

* Espécie endêmica do Sul da Bahia (*G. pohliana* subsp *bondariana*), ** Espécie ameaçada de extinção na Red List da IUCN.