UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

ANTÔNIO VENCESLAU DE AGUIAR NETO

EFEITO DE BORDA E REDUÇÃO DE DIVERSIDADE VEGETAL: O PAPEL DA *Attalea oleifera* BARB. RODR. (ARECACEAE)

RECIFE
2005

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

ANTÔNIO VENCESLAU DE AGUIAR NETO

EFEITO DE BORDA E REDUÇÃO DE DIVERSIDADE VEGETAL: O PAPEL DA *Attalea oleifera* BARB. RODR. (ARECACEAE)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Tabarelli

RECIFE
2005

Aguiar Neto, Antônio Venceslau de

Efeito de borda e redução de diversidade vegetal: o papel da *Attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae) / Antônio Venceslau de Aguiar Neto. – Recife : O Autor, 2005.

ix, 60 folhas : il., tab., fig.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CCB. Biologia Vegetal, 2005.

Inclui bibliografia e anexos.

1. Biologia vegetal – Ecologia de comunidades. 2. Floresta Atlântica Nordestina – Redução de diversidade – Recrutamento de plântulas. 3. Fragmentação florestal – Efeito de borda – Efeitos biológicos indiretos. 4. Palmeiras – Arecaceae – *Attalea oleifera*. I. Título.

581.524	CDU (2.ed.)	UFPE
581.7	CDD(22.ed.)	BC2005-372

ANTÔNIO VENCESLAU DE AGUIAR NETO

EFEITO DE BORDA E REDUÇÃO DE DIVERSIDADE VEGETAL: O PAPEL DA *Attalea oleifera* BARB. RODR. (ARECACEAE)

Dissertação de Mestrado submetida à apreciação pela banca examinadora:

Prof. Dr. Marcelo Tabarelli (Orientador)

Profª. Drª. Inara Leal (Titular)

Prof. Dr. Paulo J. P. Santos (Titular)

Profª. Drª. Isabel Cristina Machado (Suplente)

Profª. Drª. Carmen Zickel (Suplente)

"Ao vaguear pelas matas das redondezas, minhas velhas conhecidas, percebi que grandes mudanças haviam ocorrido – para pior, na minha opinião. O manto de plantas rasteiras, ervas e arbustos que outrora, quando os subúrbios não eram perturbados pelo facão e o machado, permaneciam livres para se desenvolverem em ricas e compactas massas de folhas macias ao longo das bordas das florestas, haviam sido cortadas, e grupos de trabalhadores braçais continuavam empregados em abrir estradas lamacentas para carretas e carroças... [...] As imponentes árvores haviam sido cortadas, e restavam apenas troncos nus, parcialmente queimados no meio de cinzas, poças de lama e montes de galhos quebrados. [...] Um naturalista terá que, de hoje em diante, ir mais distante da cidade para achar o admirável cenário da floresta que encontrávamos tão próximo..."

William Walter Bates (* 1825 - † 16/02/1892) em 17 de Março de 1859 ao retornar à cidade de Belém – PA, após 7 anos na floresta amazônica.

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo apoio irrestrito;

À minha esposa, Ariadna Lopes, pela paciência, carinho e apoio, sempre oferecidos de forma terna;

Ao meu orientador, Marcelo Tabarelli, pela orientação, pelas inúmeras e infidáveis discussões frutíferas, confiança e amizade, além do empenho na formação de um time de entusiastas pela boa ciência;

A todos os colegas e professores do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, em especial a Isabel Machado e Inara Leal, pelo tempo cedido em aulas e discussões, além da presteza em incontáveis situações;

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal e de todos os Grupos de Pesquisa do Projeto Serra Grande: Alexandre, André, Biu, Bráulio, Cintia, Eva, Felipe, Gabriela, Graciliano, Janaina, Layana, Luciana Coe, Manoel, Marcondes, Michele, Oswaldo, Patrícia, Paulinho, Petrúcio, Sabrina, Urbano, Úrsula e Wal, por tornarem o desafio do aprendizado algo prazeroso e instigante, além da inestimável ajuda nos momentos de necessidade;

Aos colegas do Laboratório de Biologia Floral e Reprodutiva, especialmente à Mel, Tarcila e Virgínia, pela ajuda;

Aos meus amigos, David e Raymundo, por estarem sempre por perto, mesmo estando distantes;

Aos moradores do "Sítio Coimbra", pela convivência e auxílios durante meses de trabalho de campo, pela simplicidade e lições de ajuda ao próximo;

À Usina Serra Grande, pelo apoio à pesquisa realizada em terras de sua propriedade.

Ao CEPAN (Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste), à Conservation International do Brasil, à Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e ao CNPq pelo fundamental apoio financeiro e logístico.

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1 - Localização da: (a) Floresta Atlântica Nordestina, (b) Usina Serra Grande, (c) Mata de Coimbra..... 46

Figura 2 – Perfil esquemático das parcelas para avaliar a riqueza, abundância e diversidade de plântulas em parcelas sob a copa de *A. oleifera* e parcelas controle (área hachurada)..... 47

Figura 3 - Riqueza de morfoespécies de plântulas em parcelas abaixo da copa de *A. oleifera* e parcelas controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil: (a) Valores da 1ª leitura e (b) valores da 2ª leitura..... 48

Figura 4 - Abundância de plântulas em parcelas abaixo da copa de *A. oleifera* e parcelas controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil: Valores da 1ª leitura e (b) valores da 2ª leitura..... 49

Figura 5 – Abundância de plântulas · m^2 (a) e riqueza de morfoespécies de plântulas · m^2 (b) em relação a densidade de adultos de *A. oleifera* · m^2 em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 50

Figura 6 – Percentuais de germinação e mortalidade de plântulas em 15 parcelas de 1 m^2 sobrepostas com folhas de *A. oleifera* e controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil durante o período de Dezembro de 2003 a Novembro de 2004..... 51

Figura 7. Senescência foliar média mensal nos 16 indivíduos adultos de *A. oleifera* em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 52

Figura 8. Altura média da serrapilheira nas parcelas abaixo da copa de *A. oleifera* e controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 53

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1 – Coeficientes de correlação linear entre e níveis de significância entre riqueza, abundância de plântulas em 1 m^2 em parcelas sob a copa de *A. oleifera* e controle em áreas de borda de um fragmento de floresta atlântica nordestina..... 54

Tabela 2: Riqueza e abundância da chuva de sementes em cinco classes de tamanho coletadas em armadilhas de 1 m^2 sob a copa de *A. oleifera* e controle em áreas de borda de um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 55

Tabela 3: Área da elipse de projeção da copa, nº de indivíduos e a densidade · ha^{-1} e área de impacto direto · ha^{-1} por agrupamento em áreas de borda de um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 56

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS v

LISTA DE FIGURAS vi

LISTA DE TABELAS vii

RESUMO 1

ABSTRACT 2

INTRODUÇÃO 3

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 5

FLORESTAS TROPICAIS 5

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E EFEITO DE BORDA 6

RECRUTAMENTO E ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS 9

PALMEIRAS 10

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 14

ARTIGO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO *BIOLOGICAL CONSERVATION* 20

RESUMO 22

INTRODUÇÃO 23

MÉTODOS 26

Área de estudo 26

Attalea oleifera 27

Riqueza, abundância e diversidade de plântulas 28

Chuva de sementes 30

Germinação e mortalidade de plântulas 31

Habitat impactado pela presença de A. oleifera 31

Análise dos dados 32

RESULTADOS 33

Riqueza, abundância e diversidade de plântulas 33

Chuva de sementes..... 34

Germinação e mortalidade de plântulas..... 35

Habitat impactado pela presença de A. oleifera..... 35

DISCUSSÃO..... 36

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 40

ANEXO: NORMAS DE SUBMISSÃO DE MANUSCRITOS AO PERIÓDICO *BIOLOGICAL CONSERVATION*..... 57

RESUMO

Em função de falhas na dispersão, germinação e maiores taxas de mortalidade, o banco de plântulas em bordas de fragmentos florestais é empobrecido e escasso. Entender como a fragmentação de habitats e a criação de bordas afetam o recrutamento é fundamental para identificar os fatores que ameaçam a persistência de populações de árvores em paisagens fragmentadas. O presente trabalho teve o intuito de avaliar se *Attalea oleifera,* uma espécie de palmeira que se torna superabundante em remanescentes hiper-perturbados de floresta Atlântica, tem um efeito negativo sobre o recrutamento de plântulas em bordas de remanescentes florestais. Para tanto, analisamos os valores de riqueza e abundância de plântulas e da chuva de sementes sob a copa e nas adjacências de indivíduos adultos da palmeira em áreas de borda de um fragmento de floresta Atlântica nordestina. A riqueza de plântulas foi 23% e a de sementes 50% inferiores abaixo da copa de *A. oleifera*, àquelas observadas nas suas adjacências. A abundância também foi 40% e 65% inferior abaixo da palmeira para plântulas e sementes, respectivamente. Pequenas sementes (<6 mm) representaram *ca*. 98% de todas as sementes coletadas nos dois tratamentos. Sementes maiores que 6 mm e menores que 30 mm foram menos frequentes abaixo da copa da palmeira (1,38%). Encontramos uma correlação negativa entre a densidade de indivíduos adultos da palmeira e a densidade de plântulas. Também foi observado que a presença de folhas de *A. oleifera* reduz as taxas de germinação (160%) e incrementa a mortalidade (180%). Em 16% da área do sub-bosque em que adensamentos de adultos *A. oleifera* ocorrem, o banco de plântulas está submetido ao impacto direto decorrente da presença da palmeira. A vasta ocorrência de indivíduos de *A. oleifera* pode estar atuando como "filtro", impossibilitando o recrutamento de espécies com plântulas mais susceptíveis a danos físicos e reduzindo a densidade de plântulas em áreas de borda. Modificações no recrutamento vegetal ainda não incorporadas aos atuais modelos de redução de diversidade, tais como as demonstradas, podem reduzir ainda mais a capacidade de fragmentos em reter espécies, por áreas de borda não poderem atingir estágios avançados de regeneração.

Palavras-chave: Floresta Atlântica, *Attalea oleifera*, fragmentação de habitats, recrutamento de plântulas.

ABSTRACT

Due to dispersion lack, germination failure and increased mortality rates, the seedling bank in forest edges is impoverished and scarce. To understand how habitat fragmentation and edge creation affects recruitment is crucial to identify threats to tree population maintenance in a fragmented landscape. The present work aims to evaluate if *Attalea oleifera*, a canopy palm species that becomes superabundant in hyper-disturbed remnants of northeastern Atlantic forest, has a negative effect on seedling recruitment. We analyzed the seedling bank and seed rain richness and abundance beneath adult palm canopies, and in its vicinity, in forest edge areas. Seedling and seed rain richness were 23% and 50% lower under *A. oleifera* canopy than in its vicinity. The abundance was also 40% and 65% lower under the palm tree for seedling and seed rain, respectively. Small seeds (<6 mm) represented *ca*. 98% of all seeds collected. Seed larger than 6 mm and smaller than 30 mm were less frequent beneath the palm (1,38%). A negative correlation between the palm adult individuals density and seedling density was found. We also observed that the presence of leaves of *A. oleifera* reduces germination rates (160%) and increases mortality (180%). About 16% of the understory area in which *A. oleifera* clusters occur, the seedling bank is direct impacted by it´s presence. The vast occurrence of *A. oleifera* may be acting as a "filter", disabling seedling recruitment of some species more susceptible to physical damage and reducing seedling density in forest edge areas. Our results suggests that unexpected modifications, such as the demonstrated, may be acting to reduce fragments capacity to retain species due to the awkwardness of forest edges in advance through successive regenerations stages.

Keywords: Atlantic forest, *Attalea oleifera*, habitat fragmentation, seedling recruitment.

INTRODUÇÃO

Florestas tropicais são os mais ricos e diversos ecossistemas do planeta (LAURENCE *et al*. 2002). Uma das prováveis explicações para esse padrão reside no fato de que, para estes ecossistemas, a probabilidade de um indivíduo vegetal recrutar próximo a um outro da mesma espécie é muito baixa (JANZEN 1971). Esse processo proporciona que uma grande variedade de plântulas de espécies diferentes ocupem uma pequena área, e qualquer evento que induza a alterações nestes padrões de recrutamento de plântulas pode acarretar em redução na diversidade da comunidade vegetal para estes ecossistemas (BENITEZ-MALVIDO 1998).

Dentre todas as fases do ciclo de vida, considera-se o recrutamento e estabelecimento de plântulas uma das mais críticas para espécies arbóreas tropicais em decorrência da alta mortalidade de indivíduos durante estas fases (MELO *et al*. 2004). Diante disso, observações acerca das alterações do recrutamento em função de perturbações antrópicas têm sido identificadas (*e.g*. falhas na dispersão, incremento na predação de sementes, redução nas taxas de germinação e dessecamento de plântulas) e pormenorizadas (BENITEZ-MALVIDO & MARTINEZ-RAMOS 2003; BRUNA 2002; JULES & RATHCKE 1999; TOMIMATSU & OHARA 2004). Entretanto, tais análises têm sido conduzidas majoritariamente em áreas onde os eventos de perturbação, embora severos, foram recentes e singulares (*i.e*. isolamento dos fragmentos há menos de 25 anos, com histórico acompanhado e sem avanço posterior das áreas de borda para o interior da floresta), não havendo a recorrência ou a atuação sinérgica de eventos de perturbação (GASCON *et al*. 2000; TABARELLI *et al*. 2004). Deste modo, os modelos de alterações nos padrões de recrutamento de plântulas baseados em tais análises podem ser inverossímeis para áreas hiper-perturbadas e com um vasto histórico de modificações (*i.e*. modificações há mais de 25 anos) (LAURENCE *et al*. 2002). Assim sendo, existe uma extrema necessidade de levantar-se e incorporar outras variáveis para tornar tais modelos mais coerentes e eficientes na implantação de estratégias para manutenção e restauração destas áreas hiper-perturbadas como, por exemplo, a floresta Atlântica nordestina (TABARELLI *et al*. 2004).

De fato, vários estudos enfatizam a necessidade de acompanhamento das modificações temporais no recrutamento de plântulas após eventos de perturbação

antrópica (MURCIA 1995). Ainda assim, poucos têm enfocado como as interações entre as espécies inicialmente estabelecidas após o evento primário de perturbação modificam as taxas de recrutamento de plântulas em espécies de árvores (BRUNA 2002). Entretanto, o incremento de taxas de herbivoria por formigas do gênero *Atta* (ARAÚJO 2004), alterações das taxas de chegadas sementes e modificações das taxas de predação (MELO 2004) indicam que esta "nova ordem" de interações pode modificar o sucesso no recrutamento de espécies arbóreas em áreas perturbadas (MURCIA 1995).

As palmeiras (Arecaceae), uma das famílas de plantas vasculares de maior representatividade nos trópicos, são importantes componentes na composição de espécies e estrutura vertical de florestas nessa região (HENDERSON 2002). Diversas espécies de Arecaceae têm sido descritas como invasoras ou sucessoras secundárias em florestas tropicais, formando extensos adensados em habitats perturbados (SCARIOT 1999). Mais especificamente para espécies do gênero *Attalea*, esse incremento de densidade está vinculado ao aumento do sucesso reprodutivo em diversas fases do ciclo de vida, proporcionado pela adjacência a habitats perturbados (*i.e*. bordas florestais e áreas atingidas por corte raso ou fogo) (SOUZA & MARTINS 2003). Entretanto, ao tornarem-se superabundantes, alterações na estrutura do dossel, na quantidade de luz que chega ao solo e supressão do recrutamento de plântulas e indivíduos juvenis de outras espécies são observadas (DENSLOW *et al*. 1991). Tal redução no recrutamento de plântulas promovida por espécies de palmeiras é creditada tanto a uma eficiência na competição pela luz, reduzindo o acesso a esse recurso a outras espécies vegetais, bem como pela produção intermitente e massiva de serrapilheira (*i.e*. grandes folhas com raques de 4 a 8 m) promovendo danos físicos consideráveis no banco de plântulas (FARRIS-LOPEZ *et al*. 2004; PETERS *et al*. 2004).

Entender como a fragmentação de habitats e a criação de bordas modificam os padrões de recrutamento de plântulas é de extrema importância, tanto para gerar modelos precisos para implantação de estratégias para manutenção e restauração de áreas hiper-perturbadas, quanto para predizer os futuros resultados das atuais modificações de habitat sobre a persistência de populações de árvores em paisagens fragmentadas. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo testar a hipótese de que a presença da *A. oleifera* tem um efeito negativo sobre o recrutamento e estabelecimento de plântulas em bordas de fragmentos florestais.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

FLORESTAS TROPICAIS

As florestas tropicais são os mais ricos ecossistemas do globo terrestre (LAURENCE *et al*. 2002). Estima-se que, nada menos que dois terços de todas as espécies hoje existentes habitem as florestas tropicais, apesar destas ocuparem originalmente apenas 7% da superfície terrestre (RAVEN 1997). O número de espécies descritas atualmente é de 1,4 milhões e estima-se que o número absoluto de espécies esteja entre 5 e 30 milhões (WILSON 1997). Se confirmados tais números, não menos que 3 milhões de espécies habitariam florestas tropicais (RAVEN 1997).

Parte dessas extrapolações para se estimar o número absoluto de espécies, baseia-se em levantamentos intensivos realizados com coleópteros ocorrentes em copas de árvores em florestas tropicais do Peru e da Amazônia (ERWIN 1997). Observou-se que em quatro diferentes formações florestais na Amazônia central, 83% das espécies de besouros foram encontrados em apenas um dos tipos de floresta, 14% em dois tipos e apenas 1% ocorreriam nos quatro tipos. Um padrão semelhante foi obtido em Tambopata, no sul do Peru. O número de espécies compartilhadas entre as duas áreas de estudo foi de apenas 2,6%, sendo parte das espécies coletadas em ambas as áreas totalmente desconhecidas (ERWIN 1997).

A megadiversidade de espécies ocorrentes em florestas tropicais é creditada, em parte, à grande variedade de formações vegetais com composições florísticas próprias (WILSON 1997). Em um único hectare de floresta Amazônica podem ser contadas até 280 espécies de árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) $\geq$10 cm, e boa parte dessas espécies não são compartilhadas com outras áreas, visto que a similaridade entre áreas quanto às espécies arbóreas decai abruptamente com o incremento da distância entre setores da floresta (CONDIT *et al*. 2002; DUIVENVOORDEEN *et al*. 2002). Como vários organismos estão associados a algumas poucas espécies vegetais, o número total de espécies atinge valores "astronômicos" (ERWIN 1997).

Apesar da soberba flora arbórea das florestas tropicais, que é praticamente composta por dicotiledôneas (WILSON 1997), reter grandes quantidades de carbono e apresentar um papel fundamental na ciclagem de água das regiões onde elas se encontram estabelecidas

(FEARNSIDE 2003), as florestas tropicais estão entre os ecossistemas mais ameaçados do globo (LAURENCE 1997). Em alguns casos, como na Amazônia brasileira, estima-se que até o ano 2000 ca. $583{,}3 \cdot 10^3$ Km^2 (14,6% de uma área de $4 \cdot 10^6$ Km^2 de floresta da Amazônia legal) haviam sido devastados (FEARNSIDE 2003). Em outros casos, como o da Mata Atlântica, o desmatamento é tão antigo que a soma da área dos remanescentes perfaz apenas 7% da cobertura vegetal original (GALINDO-LEAL & CÂMARA 2003). Mais do que somente a redução da diversidade e do número de espécies, talvez a paisagem resultante de tal processo não seja capaz de "prestar os serviços" (*i.e*. retenção de carbono, ciclagem da água) anteriormente executados pelo ecossistema original (FEARNSIDE 2003).

E é justamente essa transformação de paisagem decorrente do desmatamento, na qual paisagens naturais são convertidas em arquipélagos de remanescentes florestais (*i.e*. fragmentos florestais) em meio a uma matriz não florestal (GASCON 1999), que tem sido o motivo de preocupação dos conservacionistas. A paisagem resultante, mais do que não poder reter o número inicial de espécies por conseqüência da redução de área, apresenta algumas características que são extremamente hostis à manutenção de um grande número de outras espécies (TABARELLI *et al*. 2004) e talvez até à própria perpetuação do ecossistema.

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E EFEITO DE BORDA

A fragmentação de habitats é usualmente definida como um processo no qual grandes extensões de um habitat são transformadas em um número de pequenos remanescentes de pequena área, isolados uns dos outros por uma matriz díspar da original (FAHRIG 2003). Como conseqüência da fragmentação de habitats podemos apontar uma série de efeitos físicos e biológicos (*e.g*. interrupções nos padrões de dispersão e migração, redução de populações decorrentes das modificações de áreas, acesso a habitats anteriormente isolados a determinadas espécies) (LOVEJOY *et al*. 1986; ZUIDEMA *et al*. 1996), decorrentes da "quebra" na continuidade da distribuição original do habitat e dos organismos, reduzindo a área disponível para a fauna e flora originais do ecossistema (SCARIOT 1999).

Para alguns organismos, mais susceptíveis aos efeitos da fragmentação (*i.e*. espécies com baixas densidades populacionais), extinções locais são uma conseqüência imediata em decorrência do desaparecimento de habitats específicos, impossibilidade de movimentação através da matriz circundante, ou a simples redução do tamanho populacional (TURNER 1996). As mudanças na composição de espécies, estrutura vertical da floresta e condições microclimáticas podem promover efeitos secundários e indiretos (*i.e*. "second and higher-order effects" *sensu* TURNER 1996), que acarretariam um grande número de extinções locais a médio e longo prazo nos remanescentes.

Entretanto, as pesquisas sobre os efeitos da fragmentação têm sido conduzidas majoritariamente em áreas onde os eventos de perturbação, embora severos, foram recentes e singulares (*i.e*. isolamento dos fragmentos há menos de 25 anos, histórico acompanhado e sem avanço posterior das áreas de borda para o interior da floresta), não havendo a recorrência ou o sinergismo de tais eventos de perturbação (TABARELLI *et al*. 2004). De certa forma, a escassez de informações sobre a ocorrência sinérgica ou a recorrência de eventos de perturbação é conseqüência da necessidade de se entender de forma objetiva os efeitos isolados dos eventos de perturbação. Além disso, pode-se considerar que pesquisas intensivas demonstrando as ameaças que a fragmentação de ecossistemas terrestres, particularmente florestas tropicais, impõe à manutenção da diversidade são relativamente recentes (LAURENCE & BIERREGAARD 1997).

Um dos efeitos mais danosos da fragmentação, em florestas tropicais, é o incremento drástico de áreas de borda (JANZEN 1986; LOVEJOY 1986). Em áreas contínuas, a existência de habitat de borda é rara, sendo este, normalmente, limitado a áreas naturais de clareira, margens de cursos d'água, ou áreas com qualquer outro tipo de perturbação natural (LAURENCE & BIERREGAARD 1997). Entretanto, em habitats fragmentados, a ocorrência destes ambientes perturbados é ubíqua e, dependendo do tamanho e da forma final do remanescente, não existirá nenhuma porção do fragmento que não esteja acometida pelas modificações conseqüentes da existência de áreas antropizadas no seu entorno.

A criação de áreas de borda implica em alterações abióticas, biológicas diretas e biológicas indiretas (MURCIA 1995). Dentre os efeitos abióticos pode-se listar o surgimento de ambientes com características microclimáticas como temperatura, umidade do ar e solo, e penetração luminosa díspares daquelas existentes em áreas núcleo. Estes

efeitos são resultantes dos maiores níveis de radiação solar proporcionados pela existência de áreas abertas ao redor do fragmento (ZUIDEMA *et al.* 1996; KAPOS *et al.* 1997).

As alterações físicas causadas pela borda podem afetar diretamente a estrutura da floresta no que diz respeito à constituição de organismos. Alterações em guildas funcionais de invertebrados, maiores taxas de mortalidade de grandes árvores, além de mudanças relacionadas à composição da vegetação, que são detectadas a algumas centenas de metros da margem do fragmento, foram reportados como efeitos biológicos diretos da criação de uma borda (DIDHAM *et al.* 1996; LAURENCE 2000).

As mudanças no ambiente e estrutura das florestas podem conduzir a alterações na dinâmica das interações entre as espécies, acarretando em alterações biológicas indiretas. As alterações de penetração de luz atuando sinergicamente com modificações na composição vegetal proporcionam maiores quantidades de recursos para herbívoros e alterações nas taxas de predação desencadeando efeitos com implicações nas relações tróficas de todo ecossistema (MURCIA 1995).

Dentre os fatores que regulam o grau de penetração do efeito de borda estão o tempo de sua criação (CAMARGO & KAPOS 1995), sua orientação e fisionomia vegetacional, todos medidos em função da distância em que penetram no interior do fragmento (MURCIA 1995). Além destes fatores, pode-se considerar que a drasticidade do incremento de áreas de borda também depende do grau de contraste entre o habitat fragmentado e a nova matriz onde o fragmento ocorre (ZUIDEMA *et al*. 1996). Em florestas tropicais esse contraste é bastante acentuado, visto que a fragmentação desses ecossistemas dá-se, na maioria dos casos, por corte ou queima para o estabelecimento de matrizes circundantes de baixa biomassa e complexidade estrutural (*e.g*. pasto ou lavoura agrícola) (MURCIA 1995; VIANA *et al*. 1997).

De maneira geral, as alterações microclimáticas nas adjacências de uma borda são conspícuas até distâncias de *ca*. 60 m (LAURANCE *et al*. 2002). Entretanto, existem evidências de que os efeitos de borda também promovem modificações em escalas espaciais mais amplas (ICKES & WILLIAMSON 2000; LAURANCE 2000). Em um fragmento de 2.600 ha de na Reserva Florestal de Pasoh – Malásia, foi registrada a ocorrência em altas densidades de *Clidemia hirta* (Melastomataceae), uma planta exótica invasora, a pelo menos 2 Km de distância das bordas do remanescente (LAURANCE 2000). Segundo Laurance (2000), a invasão de *C. hirta* foi possibilitada pela alta densidade

de porcos selvagens (*Sus scrofa*) conseqüente tanto da fartura de recurso alimentar no entorno da reserva (plantações de palmeiras – *Elaeis guineensis* – são comuns na área, servindo de alimento aos porcos nativos), bem como da ausência de predadores. A população de porcos, em densidade excessiva, promove distúrbios tanto por pisotear, quanto por herbivorar o sub-bosque da floresta em taxas superiores às normalmente esperadas, criando a possibilidade de colonização dessas áreas por *C. hirta* (LAURANCE 2000).

Laurance (2000) ainda discute que, embora a influência dos "efeitos de borda" seja amplamente conhecida, a percepção de que estes efeitos podem ocorrer em escalas espaciais mais amplas ainda não está presente na comunidade científica. De fato, inicialmente as pesquisas encaravam o efeito de borda como um "fator" direto da distância (MURCIA 1995). Entretanto, atualmente já se considera que tais efeitos são mais complexos, e modificações a longas distâncias e variações temporais passaram a ser levadas em conta (GASCON *et al.* 2000; TABARELLI *et al*. 2004).

RECRUTAMENTO E ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS

A reprodução em vegetais superiores pode ser considerada como uma série de fases consecutivas (*i.e*. polinização, dispersão, germinação, estabelecimento de plântulas e jovens), onde o êxito em cada fase afeta o sucesso reprodutivo final (HARPER 1977). Dentre estas diversas fases de vida, o recrutamento e estabelecimento de plântulas é uma das mais críticas do ciclo de vida de espécies arbóreas tropicais, devido à alta mortalidade de indivíduos (HARPER 1977). Por recrutamento designamos o ingresso de indivíduos em uma categoria qualquer e, no caso de plântulas, este evento depende da germinação de sementes (*i.e*. emissão da radícula); e do estabelecimento das plântulas (*i.e*. emissão das superfícies fotossintéticas) (MELO *et al*. 2004).

Os ecossistemas tropicais terrestres compartilham muitos dos fatores físicos e biológicos que afetam o estabelecimento, o desenvolvimento e a sobrevivência de plântulas (MELO *et al*. 2004). A importância relativa destes fatores, como disponibilidade de luz, fogo, estresse hídrico e herbivoria, varia entre populações, entre espécies em um mesmo ecossistema, e entre os ecossistemas, pois há diferenças significativas nos padrões de perturbação natural a que cada ambiente está submetido, como incêndios, inundações,

aberturas de clareiras e ataque de patógenos. São muitos os fatores que afetam o estabelecimento, o desenvolvimento e a sobrevivência das plântulas, como patógenos, estresse hídrico, danos mecânicos, herbivoria e competição intra e interespecífica (AUGSPURGER 1984).

Modificações das taxas de recrutamento de novos indivíduos em uma ou mais fases do ciclo de vida de espécies decorrentes de perturbações antrópicas (*i.e*. fragmentação florestal, extração excessiva de populações vegetais, incêndios provenientes da matriz adjacente) têm sido apontadas como uma das razões para alterações no sucesso reprodutivo e o subseqüente incremento ou declínio de populações de árvores em florestas tropicais (BRUNA 2002). Dentre os processos que têm alterado os padrões de recrutamento de árvores, a fragmentação florestal e a indissociável perda de habitat e criação de bordas têm sido apontadas como as principais ameaças à manutenção da diversidade biológica (WILCOX & MURPHY 1985). Estes eventos têm alterado a disponibilidade de sítios adequados ao estabelecimento de determinadas espécies, modificado as complexas interações entre as plantas e seus dispersores e predadores (BENÍTEZ-MALVIDO *et al*. 1999; WRIGTH & DUBER 2001).

Em levantamentos realizados na Amazônia central, constatou-se que a densidade de plântulas declina significantemente da floresta contínua a fragmentos florestais (BENÍTEZ-MALVIDO *et al*. 1999). Em fragmentos de 10 a 100 ha as densidades de plântulas são incrementadas das bordas ao centro. O efeito de borda é mais importante em explicar a redução da densidade de plântulas que o efeito da área. É sugerido que um decréscimo na chuva de sementes, aumento na predação de sementes e redução nas taxas de estabelecimento de plântulas sejam responsáveis pela baixa densidade de plântulas em áreas de borda e fragmentos menores (BENÍTEZ-MALVIDO *et al*. 1999).

PALMEIRAS

Com 2117 espécies distribuídas em 192 gêneros agrupados em seis subfamílias (Coryphoideae, Calamiodeae, Nypoideae, Ceroxyloideae, Arecoideae e Phytelephoideae; JOHNSON 1996), as palmeiras pertencem à família Arecaceae, uma das famílias de plantas vasculares mais ricas e abundantes do globo (JOHNSON 1996; LORENZI *et al.* 2004). Com distribuição praticamente restrita à região tropical (HENDERSON 2002), as palmeiras

desempenham papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas terrestres onde ocorrem.

Em decorrência da sua ubiqüidade e características biológicas, palmeiras são uma importante fonte de alimento para uma miríade de vertebrados e invertebrados em florestas tropicais (TERBORGH 1986). Os frutos da maioria das espécies de palmeiras são comestíveis e oferecerem riquíssimos recursos alimentares, apresentando dois tecidos comestíveis: o mesocarpo e o endosperma, ambos de alto valor nutricional (HENDERSON 2002). O valor nutricional médio do mesocarpo varia de ca. 326 cal no grupo das palmeiras coryphoides (espécies pertencentes à subfamília Coryphoideae) a até ca. 739 cal para as palmeiras cocosóides não espinhosas (espécies pertencentes às subtribos Beccariophoenicinae, Butiinae, Attaleinae e Elaiedinae, da tribo Cocoaceae, subfamília Arecoideae, dentre as quais estão as espécies pertencentes aos gêneros *Attalea*, *Cocos*, *Elaeis*, *Maximiliana*, *Orbignya*, *Scheelea*, *Syagrus*) para cada 100 g de massa (HENDERSON 2002).

Particularmente nas palmeiras cocosóides não espinhosas, o valor nutricional do mesocarpo e endosperma é extremamente alto (*e.g*. em um pirênio de *Attalea oleifera* o mesocarpo e o endosperma são constituídos de 13% e 15% de carboidratos e de 33% e 59% de lipídeos, respectivamente) e, ao contrário de outras palmeiras, o endosperma é palatável e apresenta textura suave (PIMENTEL & TABARELLI 2004). Segundo Henderson (2002) a palatabilidade do endosperma torna a dispersão de diásporos desse grupo "um negócio de risco", pois eleva o risco de predação.

Devido à alta recompensa que o endosperma representa, grande proteção proporcionada pelo endocarpo (*e.g*. a carga requerida para quebrar o endocarpo da *Attalea speciosa* é de aproximadamente 4,5 t) e elevada massa dos diásporos (HENDERSON 2002), a dispersão das palmeiras cocosóides não espinhosas pode ser enquadrada em um sistema de dispersão/predação particular (SILVIUS & FRAGOSO 2003), onde os agentes dispersores são também os principais predadores de sementes.

Especificamente no caso da *Attalea oleifera*, seus frutos são manipulados por uma grande variedade de vertebrados, onde alguns poucos (*e.g*. *Agouti paca*, *Dasyprocta prymnolopha*, *Sciurus aestuans*) promovem dispersão efetiva (*i.e*. remoção do diásporo para fora da projeção da copa do indivíduo parental) e várias outras espécies (*e.g*. *Didelphis albiventris*, *Monodelphis americana*, *Oryzomys capito*) utilizam-se da polpa (*i.e*.

mesocarpo) sem que ocorra a remoção dos pirênios (PIMENTEL & TABARELLI 2004). Os agentes que atuam como dispersores efetivos também são alguns dos principais agentes predadores das sementes (PIMENTEL & TABARELLI 2004). Além dos vertebrados, o endosperma de *A. oleifera* é predado por besouros bruquídeos (*e.g. Pachymeros cardo*), assim como o endosperma de diversas outras palmeiras (*e.g. Attalea butyraceae*, *Bactris acanthocarpa*) (PIMENTEL & TABARELLI 2004).

Em decorrência desse tênue equilíbrio, perturbações antropogênicas que reduzam o contigente populacional de espécies dispersoras/predadoras dos pirênios de palmeiras cocosóides não espinhosas promovem modificações na probabilidade de recrutamento de plântulas nas proximidades de adultos co-específicos (WRIGTH & DUBER 2001). Entretanto, este padrão não é o esperado para florestas tropicais, trazendo implicações para a manutenção de diversidade nesses ecossistemas (WRIGTH & DUBER 2001).

Uma outra propriedade relevante das palmeiras para o funcionamento de ecossistemas tropicais é que a presença de indivíduos desse grupo no dossel ou sub-bosque de florestas influencia a densidade e composição do banco de plântulas (FARRIS-LOPEZ *et al*. 2004; PETERS *et al*. 2004). Na estação de La Selva, na Costa Rica, Denslow *et al*. (1991) demonstraram uma redução na probabilidade de crescimento, além de maiores taxas de mortalidade de plântulas de duas espécies de *Inga* nas proximidades de palmeiras de sub-bosque ("dwarf palms" *e.g. Asterogyne martiana*, *Geonoma cuneata*) e ciclantáceas. Denslow *et al*. (1991) atribuíram a redução na capacidade de crescimento e no estabelecimento das plântulas principalmente a perdas de tecido causadas por ataques de patógenos e herbívoros, decorrentes de modificações microclimáticas nas proximidades das palmeiras. Porém, Farris-Lopez *et al*. (2004), em um trabalho realizado na Ilha de Barro Colorado, Panamá, relacionaram menores densidades de plântulas abaixo da copa de *Oenocarpus mapora*, a uma menor disponibilidade luminosa e incremento na profundidade da serrapilheira.

De fato, eventos de queda de folhas e acúmulo acentuado de serrapilheira têm impacto negativo sobre o recrutamento de plântulas e indivíduos juvenis (SCARIOT 2000). Além das pesquisas de Farris-Lopez *et al*. (2004), Peters *et al*. (2004) também demonstraram que evidências de danos físicos a plântulas e indivíduos juvenis são 40% a 125% mais comuns próximos a indivíduos adultos de uma espécie de palmeira arborescente (*Iriartea deltoidea*). Peters *et al*. (2004) sugeriram que a ocorrência desproporcional de

danos físicos em plântulas e a menor estatura de indivíduos juvenis abaixo da copa de *I. deltoidea* deve-se à maior freqüência/magnitude de queda da serrapilheira abaixo da copa de palmeiras. De fato, diversas espécies de palmeiras apresentam uma produção e queda de folhas acentuada e contínua durante todo o ano, inclusive em espécies do gênero *Attalea* (VOEKS 2002).

Particularmente no caso das palmeiras, o incremento da densidade de indivíduos tem sido reportado em áreas perturbadas em diversos ecossistemas (SCARIOT 1999; SOUZA & MARTINS 2003). O impacto da presença de espécies, particularmente de palmeiras, sobre o recrutamento de plântulas tem recebido atenção recentemente. No caso específico de espécies que, como as palmeiras, têm incrementado suas densidades em virtude de ação antrópica, esse fato merece atenção redobrada devido à (1) habilidade em colonizar habitats perturbados, reduzindo a probabilidade de outras espécies se fixarem em sítios específicos e modificando o padrão de diversidade em florestas tropicais e (2) o efeito da presença dessas espécies sobre o recrutamento de outras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. V. **Como o efeito de borda influencia o recrutamento vegetal? Evidências de uma população de *Attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae)**. Monografia de conclusão de cusrso em Biologia (BSc.). Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 27p. 2002.

AUGSPURGER, C. K. Seedling survival among tropical tree species:interactions of dispersal, distance, light gaps and pathogens. **Ecology**, v.65, p.1705-1712. 1984.

ARAÚJO, M. V. **Efeito da fragmentação florestal nas taxas de herbivoria da formiga cortadeira *Atta cephalotes***. Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 40p. 2004.

BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v.12, n.2, p.380-389. 1998.

BENITEZ-MALVIDO, J. & M. MARTINEZ-RAMOS. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. **Biotropica**, v.35, n.4, p.530-541. 2003.

BENITEZ-MALVIDO, J., G. GARCIA-GUZMAN & I. D. KOSSMANN-FERRAZ. Leaf-fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rainforest fragments: an experimental study. **Biological Conservation,** v.91, p.143-150. 1999.

BRUNA, E. M. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. **Oecologia**, v.132, n.2, p.235-243. 2002.

CAMARGO J. L. C. & V. KAPOS. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology,** v.11, p.205-211. 1995.

CONDIT, R., N. PITMAN, E G. LEIGH, C. JÉRÔME, J. TERBORGH, R. B. FOSTER, P. V. NUNEZ, S. AGUILAR, R. VALENCIA, G. VILLA, C. MULLER-LANDAU, E. LOSOS, S. P. HUBBELL. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science**, v.295, p.666-669. 2002.

DENSLOW, J. S., E. NEWELL & A. M. ELLISON. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. **Biotropica**, v.23, n.3, p.225-234. 1991.

DIDHAM, R. K., J. GHAZOUL, N. E. STORK & A. J. DAVIS. Insects in fragments: a functional approach. **Trends in Ecology and Evolution,** v.11, n.6, p.255-260. 1996.

ERWIN, T. L. A copa da floresta tropical: o coração da diversidade biológica.In **Biodiversidade** (WILSON, E. O. ed). Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 158-165. 1997.

FARRIS-LOPEZ, K., J. S. DENSLOW, B. MOSER & H. PASSMORE. Influence of a common palm, *Oenocarpus mapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v.20, p.429-438. 2004.

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

FEARNSIDE, P. M. **A floresta Amazônica nas mudanças globais**. INPA, Manaus, 146p. 2003.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspots status: an overview. In: **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. (GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. eds.). CABS & Island Press, Washington, p.3-11. 2003.

GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGARD, J. R. MALCOM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURENCE, B. ZIMMERMAN, M. TORCHER, S. BORGES. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v.91, p.223-229. 1999.

GASCON, C., G. B. WILLIAMSON & G. A. B. FONSECA. Ecology - Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, n.5470, p.1356-1358. 2000.

HARPER, J. **The population biology of plants**. Academic Press, London, 876p. 1976.

HENDERSON, A. **Evolution and ecology of palms**. The New York Botanical Garden

Press, New York, 258p. 2002

HOWE, H. F. Implications of Seed Dispersal by Animals for Tropical Reserve Management. **Biological Conservation**, v.30, n.3, p.261-281. 1984.

ICKES, K. & G. B. Williamson. Edge effects and ecological processes: are they on the same scale? **Trends in Ecology & Evolution**, v.15, n.9, p.373-373. 2000.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, v.104, p.501-528.1971

JANZEN, D. H. The eternal external threat. In: Conservation Biology: **The science of scarcity and diversity** (SOULE, M. E. ed.). Sinauer Associates, Sunderland, pp. 257-285. 1986.

JOHNSON, D (ed.). **Palms: Their conservation and sustained utilization**. Status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 1996.

JULES, E. S. & B. J. RATHCKE. Mechanisms of reduced *Trillium* recruitment along edges of old-growth forest fragments. **Conservation Biology**, v.13, n.4, 1999, p.784-793. 1999.

KAPOS, V., E. WANDELLI, J. L. CAMARGO & G. GANADE. Edge-related changes in Environment and plant responses due to Forest Fragmentation in Central Amazonia. In **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. (LAURANCE, W. F. & R. O. BIERREGAARD JR. eds.). University of Chicago Press, Chicago, p.33-45. 1997.

LAURANCE, W. F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology & Evolution**, v.15, n.4, p.134-135. 2000.

LAURANCE, W. F. & R. O., BIERREGAARD JR. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press, Chicago. 1997.

LAURANCE, W. F., P. DELAMONICA, S. G. LAURANCE, H. L. VASCONCELOS, & T. E. LOVEJOY. Conservation - Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v.404, n.6780, 20, p.836-836. 2000.

LAURANCE, W. F., T. E. LOVEJOY, H. L. VASCONCELOS, E. M. BRUNA, R. K. DIDHAM, P. C. STOUFFER, C. GASCON, R. O. BIERREGAARD, S. G. LAURANCE, & E. SAMPAIO Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, n.3, p.605-618. 2002.

LORENZI, H., H. M. SOUZA, L. S. C. CERQUEIRA, J. T. M. COSTA & E. FERREIRA. **Palmeiras Brasileiras e exóticas cultivadas**. 2ª edição. Instituto Plantarum, Nova Odesssa. 2004.

LOVEJOY, T. E., R. O. BIERREGAARD, A. B. RYLANDS, J. R. MALCOM, C. E. QUINTELA, L. H. HARPER, K. S. BROWN, A. H. POWELL, G. V. POWELL, H. O. SCHUBART, M. HAYS. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity** (SOULE, M. E. ed.), Sinauer Associates, Sunderland, pp. 257-285. 1986.

MELO, F. P. L. **Efeito de borda, chuva de sementes e o recrutamento de plântulas: o caso das grandes sementes**. Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 40p. 2004.

MELO, F. P. L., A. V. AGUIAR, E. A. SIMABUKURO & M. TABARELLI. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In **Germinação: do básico ao aplicado** (GUI, A. & F. BORGHETTI orgs.). Artmed, Porto Alegre, p.237 – 250. 2004.

MURCIA, C. Edge Effects in Fragmented Forests - Implications For Conservation. **Trends in Ecology & Evolution,** v.10, n.2, p.58-62. 1995.

OLIVEIRA, M. A., A. S. GRILLO & M. TABARELLI. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v.38, n.4, Oct, p.389-394. 2004.

PETERS, H. A., A. PAUW, M. R. SILMAN & J. W. TERBORGH. Failing palm fronds structure Amazonian rainforest sapling communities. **Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**, v.271, p.S367-S369. 2004.

PIMENTEL, D. S. & M. TABARELLI. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a

remnant of the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.36, n.1, p.74-84. 2004

RAVEN, P. H. Nossas decrescentes florestas tropicais. In **Biodiversidade** (WILSON, E. O. ed). Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 153-158. 1997.

SCARIOT, A. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. **Journal of Ecology**, v.87, n.1, p.66-76. 1999.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v.32, n.4, p.662-669. 2000.

SILVIUS, K. M. & J. M. FRAGOSO. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range use in an Amazonian forest: Implications for the aggregated distribution of forest trees. **Biotropica**, v.35, n.1, p.74-83. 2003.

SOUZA, A. F. & F. R. MARTINS. Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Plant Ecology**, v.164, n.2, p.141-155. 2003.

TABARELLI, M., J. M. C. SILVA & C. GASCON. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v.13, n.7, Jun, p.1419-1425. 2004.

TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity** (SOULE, M. E. ed.), Sinauer Associates, Sunderland, pp. 330-344. 1986.

TOMIMATSU, H. & M. Ohara. Edge effects on recruitment of *Trillium camschatcense* in small forest fragments. **Biological Conservation**, v.117, n.5, p.509-519. 2004.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209. 1996.

VIANA, V. M., A. A. J. TABANEZ & J. L. BATISTA. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. In **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities** (LAURENCE, W. F., R. O. BIERREGAARD JR Ed´s.). University of Chicago Press, Chicago, p.366-386. 1997.

VOEKS, R. A. Reproductive ecology of the piassava palm (*Attalea funifera*) of Bahia, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.18, p.121-136. 2002.

WILCOX, B. & D. D., MURPHY. Conservation estrategy: the effects of fragmetation. **American Naturalist**, v.125, p.879-887. 1985.

WILSON, E. O. **Biodiversidade** Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 657p. 1997.

WRIGHT, S. J. & H. C. DUBER. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. **Biotropica**, v.33, n.4, p.583-595. 2001.

ZUIDEMA, P. A., J. A. SAYER & W. DIJKAN. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation,** v.23, 290-297. 1996.

ARTIGO A SER SUBMETIDO AO PERIÓDICO

BIOLOGICAL CONSERVATION

Efeito de borda e redução de diversidade vegetal: O papel da *Attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae)

Antônio Venceslau de Aguiar Neto [1, *] & Marcelo Tabarelli [2]

Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 50372-970, Brasil

[1] patriota@ufpe.br; [2] mtrelli@ufpe.br; [*] Autor para correspondência.

Resumo

Em função de falhas na dispersão, germinação e maiores taxas de mortalidade, o banco de plântulas em bordas de fragmentos florestais é empobrecido e escasso. Entender como a fragmentação de habitats e a criação de bordas afetam o recrutamento é fundamental para identificar os fatores que ameaçam a persistência de populações de árvores em paisagens fragmentadas. O presente trabalho teve o intuito de avaliar se *Attalea oleifera,* uma espécie de palmeira que se torna superabundante em remanescentes hiper-perturbados de floresta Atlântica, tem um efeito negativo sobre o recrutamento de plântulas em bordas de remanescentes florestais. Para tanto, analisamos os valores de riqueza e abundância de plântulas e da chuva de sementes sob a copa e nas adjacências de indivíduos adultos da palmeira em áreas de borda de um fragmento de floresta Atlântica nordestina. A riqueza de plântulas foi 23% e a de sementes 50% inferiores abaixo da copa de *A. oleifera*, àquelas observadas nas suas adjacências. A abundância também foi 40% e 65% inferior abaixo da palmeira para plântulas e sementes, respectivamente. Pequenas sementes (<6 mm) representaram *ca*. 98% de todas as sementes coletadas nos dois tratamentos. Sementes maiores que 6 mm e menores que 30 mm foram menos frequentes abaixo da copa da palmeira (1,38%). Encontramos uma correlação negativa entre a densidade de indivíduos adultos da palmeira e a densidade de plântulas. Também foi observado que a presença de folhas de *A. oleifera* reduz as taxas de germinação (160%) e incrementa a mortalidade (180%). Sugerimos que a vasta ocorrência de indivíduos de *A. oleifera* pode estar atuando como "filtro", impossibilitando o recrutamento de espécies com plântulas mais susceptíveis a danos físicos e reduzindo a quantidade de plântulas em áreas de borda. Tais resultados indicam que modificações no recrutamento vegetal ainda não incorporadas aos atuais modelos de redução de diversidade podem reduzir ainda mais a capacidade de fragmentos em reter espécies, por áreas de borda não poderem atingir estágios avançados de regeneração.

Palavras-chave: Floresta Atlântica, *Attalea oleifera*, fragmentação de habitats, recrutamento de plântulas.

Introdução

A regeneração em populações de diversas espécies de árvores em florestas tropicais depende da ocorrência de densos bancos de plântulas estabelecidos no sub-bosque (Melo et al., 2004). Entretanto, perturbações de origem antrópica (i.e. fragmentação de habitats, criação de áreas de borda, eliminação por caça de agentes dispersores) têm modificado a probabilidade de estabelecimento e sobrevivência de indivíduos durante a fase de plântula em hábitats específicos (e.g. áreas de borda de fragmentos florestais, fragmentos de tamanho reduzido ou isolados) (Benitez-Malvido et al., 1999; Bruna, 1999, 2002; Silva e Tabarelli, 2000). Especificamente em áreas de borda, foram detectadas reduções na densidade e riqueza do banco de plântulas além de incremento nas taxas crescimento e reprodução de espécies pioneiras (Aguiar, 2002; Benitez-Malvido, 1998; Benitez-Malvido e Martinez-Ramos, 2003a; Laurance et al., 2000). Tais modificações na dinâmica de recrutamento no banco de plântulas têm promovido tanto a redução das populações de determinadas espécies, bem como a predominância de espécies com características que possibilitem o sucesso de seu estabelecimento em habitats perturbados (Laurance et al., 2000; Tabarelli et al., 2004).

Apesar das causas pelas quais plântulas de determinadas espécies falham em recrutar nas bordas de fragmentos florestais terem sido identificadas (i.e. indisponibilidade de sementes decorrentes de falhas na dispersão, incremento na predação de sementes, redução nas taxas de germinação e dessecamento de plântulas) e pormenorizadas, tais análises foram conduzidas em áreas onde os eventos de perturbação foram recentes e singulares (Benitez-Malvido e Martinez-Ramos, 2003b; Bruna 1999, 2002; Jules e Rathcke, 1999; Tomimatsu e Ohara, 2004). A recorrência, ou a sinergia de eventos de perturbação

têm sido ignorados na geração dos modelos de alterações na regeneração de espécies vegetais em habitats fragmentados (Gascon et al., 2000; Tabarelli et al., 2004). Da mesma forma, pouca atenção têm sido dada a variações temporais no recrutamento de plântulas em áreas de borda (Jules, 1998; Jules e Rathcke, 1999; Bruna e Kress, 2002). Deste modo, os modelos correntes de alterações nos padrões de recrutamento de plântulas são inverossímeis para bordas de remanescentes hiper-perturbados e com um vasto histórico de modificações.

Na floresta Atlântica nordestina, em fragmentos isolados há mais de meio século e ainda submetidos à extração de lenha, caça de subsistência e com uma matriz circundante extremamente agressiva (Tabarelli et al., 2004), alterações no recrutamento vegetal ainda podem ser detectadas (Santos et al., 2005). O incremento de taxas de herbivoria em áreas de borda por formigas do gênero *Atta* (Araújo, 2004), alterações das taxas de chegada de sementes e modificações das taxas de predação, têm proporcionado condições inóspitas ao estabelecimento de espécies tolerantes à sombra e com grandes sementes (ver Melo, 2004). Além disso, o aumento na abundância de espécies pioneiras continua ocorrendo em bordas florestais em decorrência de um maior sucesso reprodutivo (Aguiar, 2002). Sob tais circunstâncias, a ocorrência de agrupamentos com um grande número de indivíduos co-específicos pode ser registrada (Melo e Tabarelli, 2003). É o caso de palmeiras do gênero *Attalea*, que devido a alterações na dinâmica de predação – dispersão (Pimentel e Tabarelli, 2004) e a uma maior facilidade em recrutar em áreas de borda, ocorrem em altas densidades nestas áreas (Aguiar, 2002).

Particularmente no caso das palmeiras, o incremento da densidade de indivíduos tem sido reportado em áreas perturbadas em diversos ecossistemas (Scariot, 1999; Souza e Martins, 2003). Entretanto, altas densidades de indivíduos adultos de algumas espécies de

palmeiras (e.g. *Iriartea deltoidea*, *Oenocarpus mapora*) podem incrementar a mortalidade de plântulas, tanto por danos físicos decorrentes da queda de estruturas foliares (Farris-Lopez et al., 2004; Peters et al., 2004; Scariot, 2000), bem como por uma menor capacidade em competir por luz e nutrientes com indivíduos de palmeiras (Denslow et al., 1991).

No caso particular da floresta Atlântica nordestina, a existência de uma comunidade vegetal arbórea empobrecida (Oliveira et al., 2004a), chuva de sementes reduzida e um banco de plântulas depauperado nas bordas de fragmentos florestais (Melo, 2004) já é uma realidade. Verificar se a dominância de uma espécie vegetal como *A. oleifera* pode proporcionar maiores alterações na riqueza e abundância do banco de plântulas é de extrema importância para elaboração e implementação de estratégias de conservação e restauração (Gascon et al., 2000; Silva e Tabarelli, 2000, 2001; Tabarelli et al., 2004). Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar se a presença da *A. oleifera* tem um efeito negativo sobre o recrutamento e estabelecimento de plântulas em bordas de fragmentos florestais. Para tanto, testamos as seguintes hipóteses: (1) A ocorrência de *A. oleifera* reduz a riqueza, abundância e diversidade da chuva de sementes e do banco de plântulas; (2) a riqueza e abundância do banco de plântulas apresenta uma relação negativa com a densidade de indivíduos adultos de *A. oleifera* em áreas de borda e que (3) a serrapilheira produzida por indivíduos adultos de *A. oleifera* promove menores taxas de germinação e incrementa a mortalidade de plântulas.

Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Usina Serra Grande, localizada em São José da Lage- AL (Fig. 1). A usina possui aproximadamente 200 Km^2 de área, dos quais ca. 40% são remanescentes de floresta Atlântica de diversos tamanhos (1 a 3.500 ha). A matriz que circunda os remanescentes na Usina Serra Grande é composta principalmente por lavoura de cana-de-açúcar, estabelecida há mais de 30 anos. A lavoura da cana-de-açúcar é submetida à queima anualmente durante a estação seca (observ. pess.). A área de estudo encontra-se em terreno montanhoso (ca. 500 m de altitude), a aproximadamente 70 km da costa Atlântica, apresentando um relevo com vales rasos e largos característicos da superfície da Borborema na área de transição para a planície costeira. Os solos mais comuns são latossolos e podzólicos distróficos (IBGE, 1985). O clima é tropical quente úmido, com três meses de estação seca (novembro, dezembro e janeiro que apresentam precipitação média < 60 mm / mês), sendo os meses de maio, junho e julho os mais úmidos. A temperatura média anual é de 23°C e a precipitação média anual atinge ca. 2.100 mm (Oliveira et al., 2004a).

A vegetação na região da área de estudo é classificada como Floresta Ombrófila Aberta Baixo-Montana (250 - 600 m de altitude) (Veloso et al., 1991). Este tipo de floresta apresenta árvores emergentes com até 35 m de altura (Leguminosae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Bombacaceae) e dossel aberto, caracterizado pela presença de muitas palmeiras (Tavares et al., 1971, Veloso et al., 1991), mais especificamente *A. oleifera* e *Euterpe* sp., duas palmeiras arborescentes. *A. oleifera* apresenta sua ocorrência relacionada a áreas

abertas e *Euterpe* sp. a áreas úmidas, principalmente acompanhando cursos d'água no interior da floresta.

Attalea oleifera

Attalea oleifera Barb. Rodr. (Arecaceae, subfamília Arecoideae, tribo Cocoeae, subtribo Attaleinae) é uma palmeira arborescente endêmica da floresta Atlântica ao norte do Rio São Francisco, distribuindo-se da floresta costeira até a área de transição para a Caatinga. Nos estados de Pernambuco e da Paraíba ocorre também nos brejos de altitude. Os adultos podem atingir até 25 m de altura apresentando de 30 a 48 cm de diâmetro do fuste, ocupando o dossel de florestas em regeneração, bordas e florestas baixas de topo de morro (Lorenzi et al., 2004). A necessidade de áreas abertas para o estabelecimento de indivíduos é compartilhada com outras espécies do gênero como *A. dubia* (Mart.) Burret, *A. funilifera* Mart. ex. Spreng., *A. humilis* Mart. ex. Spreng., *A. maripa* (Aubl.) Mart. e *A. speciosa* Mart. ex. Spreng. (Lorenzi et al., 2004; Souza e Martins, 2003).

A. oleifera é uma palmeira comum na floresta Atlântica nos estados de Pernambuco e Alagoas em pequenos remanescentes, bordas de grandes fragmentos e áreas de regeneração (obs. pess.). A densidade de indivíduos adultos pode chegar a mais de 10 indivíduos adultos em 0,02 ha em áreas de borda (Aguiar, 2002). Essa alta densidade de indivíduos em áreas de borda é atribuída tanto a um aumento do sucesso reprodutivo em algumas fases do ciclo de vida (e.g. recrutamento de plântulas e produção de novos indivíduos) (Aguiar, 2002), bem como ao aumento da probabilidade de recrutamento de plântulas próximas a adultos co-específicos em decorrência da eliminação dos agentes dispersores / predadores da espécie (Pimentel e Tabarelli, 2004).

Eventos fenológicos reprodutivos e vegetativos são registrados durante todos os meses do ano para outras espécies do gênero *Attalea* (Voeks, 2002). Na área de estudo, as folhas de *A. oleifera* apresentam 6,07 ± 1,48 m de comprimento da raque (média ± D.P.; n = 30). Os frutos de *A. oleifera* são do tipo drupa, apresentando coloração amarelo-ferrugínea, com 6 a 11 cm de comprimento; mesocarpo carnoso e endocarpo fibroso, aderido a uma única ou duas sementes formando o pirênio (Pimentel e Tabarelli, 2004). Os frutos maduros são liberados do cacho (ca. 600 a 2.300 frutos) durante 30 - 45 dias formando pilhas debaixo da copa e próximo ao caule da planta matriz. O acúmulo de todo este material forma uma espessa camada de material orgânico (i.e. serrapilheira), popularmente conhecida como "capemba", que sob a copa de indivíduos adultos de uma outra espécie de palmeira (*Oenocarpus mapora*), pode atingir a profundidade de 117 cm (Farris-Lopez et al., 2004). Para a espécie estudada, a informação de profundidade da serrapilheira não é conhecida.

Riqueza, abundância e diversidade de plântulas

As coletas foram realizadas no fragmento localmente denominado "Mata de Coimbra" (ca. 3.500 ha, Fig. 1), localizado no município de Ibateguara – AL, um dos maiores e mais bem preservados remanescentes da floresta Atlântica nordestina (Oliveira et al., 2004b). A Mata de Coimbra é um dos fragmentos da floresta Atlântica nordestina onde levantamentos de dados biológicos (i.e. composição de fauna de diversos grupos animais, chuva de sementes, interações entre herbívoros e plantas, etc.) foram procedidos intensivamente (Araújo, 2004; Freitas, 2003; Melo, 2004; Roda, 2004; Sá-Neto 2003). Informações sobre a flora lenhosa da região e em particular do fragmento estudado, com

ênfase na composição vegetal de áreas de borda e nucleares, podem ser obtidas em Tavares et al. (1971) e Oliveira et al. (2004a; 2004b), respectivamente.

Foram selecionados e marcados 16 indivíduos adultos de *A. oleifera* em áreas de borda (distando no máximo 100 m da borda mais próxima). Cada um dos indivíduos estava localizado em um vasto agrupamento de indivíduos adultos da palmeira (21,67 ± 11,97 adultos · ha^{-1}; n = 16) distando, no mínimo, 100 m de outros agrupamentos. Os valores de densidade *A. oleifera* foram obtidos através da contagem de todos os indivíduos adultos em um raio de 30 m a partir do fuste de cada palmeira marcada. Para cada um dos 16 indivíduos de *A. oleifera* marcados, foi delimitada uma parcela da projeção da copa da palmeira sobre o solo. Como controle, uma parcela de dimensões semelhantes à parcela sob a palmeira foi estabelecida nas adjacências da primeira parcela (a distância máxima entre as parcelas tratamento e controle foi de 10 m), desde que não se encontrasse sob a projeção da copa de nenhuma outra *A. oleifera* (Fig. 2). A área de cada parcela foi estimada através do uso da fórmula da elipse (Área = (LM / 2) · (Lm / 2) · π; onde, LM – Eixo maior e Lm - Eixo menor).

Todas as plântulas encontradas nas parcelas foram coletadas, morfotipadas e quantificadas em duas ocasiões (a primeira delas foi entre outubro e novembro de 2003 para em seguida serm coletadas novamente entre outubro e novembro de 2004). Foram consideradas como plântulas todos os indivíduos vegetais menores que 50 cm de espécies lenhosas e palmeiras que não apresentassem sinais de corte e/ou rebrota. Indivíduos oriundos de caules subterrâneos (estolas) também não foram considerados como plântulas.

Para correlacionar os valores de riqueza e abundância de plântulas com a densidade de palmeiras em cada um dos sítios, calculamos a densidade e riqueza de plântulas · m^{-2}, bem como a densidade de palmeiras · ha^{-1}. Também comparamos a abundância de plântulas

das parcelas controle na 1ª leitura, com resultados prévios (Lemire e Melo, 2003) de riqueza e abundância obtidos em áreas de borda quaisquer, sem a influência da palmeira, no mesmo fragmento onde nosso estudo foi conduzido.

Chuva de sementes

Objetivando comparar a chuva de sementes ocorrente abaixo da copa de *A. oleifera* e no sub-bosque de áreas de borda, foram estabelecidos 20 pares de armadilhas. Para cada par de armadilhas, uma foi montada abaixo da copa da palmeira e a segunda armadilha (controle) nas adjacências da primeira (a distância máxima entre as armadilhas tratamento e controle foi de 15 m), desde que não se encontrasse sob a projeção da copa de nenhuma outra *A. oleifera*. Uma distância mínima de 50 m foi mantida entre cada par de armadilhas com o intuito de evitar pseudo-replicações. As armadilhas foram montadas em palmeiras próximas àquelas utilizadas no experimento descrito anteriormente.

As armadilhas para sementes consistiam em tela de *nylon* verde, cortadas com 1 m^2 (1 x 1m) armadas em arame galvanizado (3 mm de espessura) e presas a caules no sub-bosque da floresta a ca. 1 m de altura. O desenvolvimento e eficiência dessa metodologia para análise da chuva de sementes já foi avaliado em outros experimentos na área de estudo (Melo, 2004).

Durante o período entre maio e novembro de 2004, todos os frutos e sementes encontrados nas armadilhas, em leituras realizadas em ca. 15 dias, foram coletados, morfotipados e quantificados. Além de quantificadas, as sementes foram agrupadas em classes de tamanho (I – sementes com até 3 mm; II – sementes entre 3,1 e 6 mm; III – entre 6 e 15 mm; IV – entre 15 e 30 mm; V – maiores 30 mm) segundo Silva e Tabarelli (2000).

Germinação e mortalidade de plântulas

Para determinar que efeitos a presença de serrapilheira produzida por *A. oleifera* acarreta no recrutamento de plântulas, em dezembro de 2003 foram estabelecidos 15 pares de parcelas de 1 m^2 dentro dos quais todas as plântulas foram marcadas. Em uma das parcelas de cada par, uma folha recém caída da palmeira foi disposta sobre as plântulas. As parcelas foram montadas aleatoriamente, em áreas próximas aos indivíduos marcados nos experimentos anteriores, sempre observando a distância máxima de 100 m da borda. Para evitar resultados distorcidos, estabelecemos as 30 parcelas fora do alcance da queda natural de folhas de *A. oleifera*. Durante um ano acompanhou-se a germinação e mortalidade de plântulas nestas parcelas.

Além disso, para quantificar a produção de folhas por palmeira · ano^{-1}, durante o período do experimento (novembro de 2003 a novembro de 2004) foi observada mensalmente a queda de folhas nos 16 indivíduos adultos marcados para o experimento do banco de plântulas. No final deste período também foi verificada a profundidade da serrapilheira em quatro pontos de uma circunferência de raio 1,5 m. O eixo central desta circunferência foi estabelecido como o fuste da palmeira na parcela tratamento, ou a réplica desta na parcela controle. Os pontos foram estabelecidos nos vértices de quadrantes (90°).

Habitat impactado pela presença de A. oleifera

Estimamos a área de borda impactada pela presença de *A. oleifera*, multiplicando a área média de projeção da copa, obtida para o estabelecimento das parcelas do experimento

de riqueza, abundância e diversidade de plântulas, pelo valor médio de densidade de adultos de *A. oleifera* nos agrupamentos amostrados.

Análise dos dados

Os valores de riqueza, abundância e diversidade de plântulas entre as parcelas tratamento e controle, bem como os valores de riqueza de sementes e profundidade da serrapilheira das parcelas tratamento e controle, foram comparados através de testes de média pareados (teste *t*, Wilcoxon) (Sokal e Rohlf, 1995). A comparação dos valores de abundância de plântulas obtidos no nosso experimento com os resultados prévios encontrados na literatura, foi realizada através de teste *t* para uma amostra. Para observar a ocorrência de relações entre os parâmetros de riqueza e abundância das plântulas com a densidade de palmeiras em um sítio, foram utilizadas as análises de correlação de postos de Spearman ou correlação de Pearson (Sokal e Rohlf, 1995). A análise de correlação foi procedida com valores de riqueza e abundância de plântulas relativos a $1m^2$, obtidos pela divisão dos valores obtidos no experimento de riqueza e abundância pela área de cada uma das parcelas. Os valores das densidades das palmeiras utilizados foram relativos a uma área de 1 ha. A chuva de sementes dos tratamentos palmeira e controle foi comparada através de análise de freqüência (Teste G, Qui-quadrado), bem como a análise dos efeitos da presença de folhas de *A. oleifera* sobre a germinação e mortalidade de plântulas. Previamente aos testes, quando pertinente, as variáveis foram analisadas em relação à normalidade através do teste de Lilliefors. O nível de significância considerado foi de 0,05 e todos os testes foram executados segundo a literatura (Sokal e Rolhf, 1995). A obtenção de índices de

diversidade e a execução dos testes estatísticos foram conduzidos com o auxílio de softwares específicos para esses fins (Krebs, 2000; Wilkinson, 2000).

Resultados

Riqueza, abundância e diversidade de plântulas

Foram coletadas 6.671 plântulas de 113 morfoespécies na primeira leitura e 1840 plântulas de 88 morfoespécies durante a segunda leitura. A riqueza de morfoespécies foi de 24,06 ± 6,49 nas parcelas controle (R_{cte}) e de 19,43 ± 5,77 naquelas parcelas abaixo da copa da palmeira (R_{palm}) na primeira leitura, e de R_{cte} = 14,43 ± 6,71 e R_{palm} = 9,75 ± 5,28 na segunda leitura. A riqueza média de morfoespécies foi 23% e 48% significativamente maior nas parcelas controle na 1ª leitura e na 2ª, respectivamente (1ª leitura: t_{par} = 3,44, *g.l.* = 15, p = 0,0036; 2ª leitura: Z = 3,51, $p < 0,001$; Fig. 3).

A abundância de plântulas também foi significativamente maior nas parcelas controle em ambas as leituras. Na primeira leitura a abundância de plântulas nas parcelas abaixo da copa da palmeira (A_{palm}) foi de 142,87 ± 82,68 e de 274,06 ± 240,28 (A_{cte}) nas parcelas controle (Z = 2,58, *g.l.* = 1, p = 0,01). O resultado foi semelhante na segunda leitura, quando a A_{palm} = 35,62 ± 22,34 e A_{cte} = 79,37 ± 57,24 (t_{par} = 3,0843, *g.l.* = 15, p = 0,007) (Fig. 4). Essa menor abundância de plântulas nas parcelas abaixo da copa da palmeira representou uma redução de, em média, 53% na densidade de plântulas em relação às parcelas controle.

Não houveram diferenças significativas entre a diversidade de plântulas das parcelas abaixo da copa da palmeira e controle em nenhuma das duas leituras ($p > 0,05$). O índice de

Simpson (1-D) médio foi maior nas parcelas das palmeiras na primeira leitura ($1\text{-}D_{palm}$ = 3,175 ± 0,743; $1\text{-}D_{cte}$ = 3,100 ± 0,742) e no controle para segunda leitura ($1\text{-}D_{palm}$ = 0,813 ± 0,134; $1\text{-}D_{cte}$ = 0,826 ± 0,133). Embora correlações significativas entre a densidade de palmeiras no sítio e a maioria dos parâmetros relacionados não tenham sido encontradas (Tab. 1; Fig 5), houve correlação negativa significativa entre a densidade de plântulas nos plots controle e a densidade de palmeiras nos sítio na 1ª leitura (Tab. 1; Fig 5). A abundância de plântulas · m^{-2} média nas 16 parcelas controle (3,9 ± 20,64) foi significativamente inferior (t = 4,6 g.l. = 15 $p < 0,001$) à média de 9,13 plântulas · m^{-2} reportada na literatura (Lemire e Melo, 2003) para áreas de borda do mesmo fragmento.

Chuva de sementes

Durante os sete meses de coleta, foram contabilizadas 12.403 sementes de 39 morfoespécies. Destas, 4.652 sementes (37,5%) de 22 morfoespécies foram registradas nas armadilhas abaixo de palmeiras e 7.751 (62,5%) sementes de 34 morfoespécies nas armadilhas controle (Tab. 2). A diferença na freqüência de ocorrência de sementes entre as armadilhas controle e abaixo da palmeira foi significativa (χ^2 = 774,31 g.l. = 1 $p < 0,001$). A riqueza média de morfoespécies de sementes (R) por coleta também foi maior nas armadilhas controle (R_{palm} = 0,39 ± 0,6 R_{cte} = 0,64 ± 0,90; Z= 2,54, p = 0,011). A diferença na distribuição de sementes em diferentes classes de tamanho entre aquelas amostradas abaixo da copa das palmeiras e as encontradas nas armadilhas controle também foi significativa (G = 19,76 g.l. = 4, $p < 0,001$; Tab. 2). Todas as sementes maiores que 30 mm (classe V) encontradas em armadilhas tratamento e controle foram diásporos de *A. oleifera*.

Germinação e mortalidads de plântulas

Durante os 12 meses do experimento 23,4% das plântulas germinaram (n = 11) nas 15 parcelas recobertas por folhas de palmeiras e 76,6% (n = 36) nas parcelas controle (χ^2 = 13,29 g.l. = 1 $p < 0,001$; Fig. 5). A mortalidade de plântulas nas parcelas recobertas por folhas de palmeiras (49,43% das plântulas, n = 87) foi significativamente maior do que a observada nas parcelas controle (16,31 % das plântulas, n = 31; χ^2 = 131,979 g.l. = 1 $p <$ 0,001; Fig. 6).

A abscisão e queda de folhas em indivíduos adultos de *A. oleifera* ocorreu praticamente durante todo o ano (senescência de 3,62 ± 2,75 folhas · indivíduo^{-1} · ano^{-1}; n = 16; Fig. 7). A profundidade da serrapilheira (H) registrada ao final do experimento nas parcelas abaixo da copa da palmeira (H_{palm} = 10,79 ± 9,21 cm) foi significativamente maior que aquela registrada nas parcelas controle (H_{cte} = 3,5 ± 2,06 cm) (Z = 5,57 $p < 0,001$; Fig. 8).

Habitat impactado pela presença de A. oleifera

A média da área da copa dos 16 indivíduos de *A. oleifera* foi de 77,23 ± 16,1 m^{-2}. Aproximadamente 16% (0,16 ± 0,09 ha) da área de sub-bosque nos 16 agrupamentos acompanhados durante o estudo, plântulas estiveram submetidas ao impacto direto decorrente da presença de *A. oleifera* foi de (Tab. 3).

Discussão

A presença de densos bancos de plântulas é uma das condições para que ocorra a regeneração de populações em várias espécies de árvores de florestas tropicais (Melo et al., 2004). No presente estudo, demonstramos que a presença de indivíduos adultos de *A. oleifera* tem um efeito negativo sobre o recrutamento e estabelecimento de plântulas em áreas de borda. Comprovamos que debaixo da copa de indivíduos adultos de *A. oleifera* existe uma redução na riqueza e abundância do banco de plântulas e da chuva de sementes, além de haver uma relação negativa entre a densidade de indivíduos adultos da palmeira e a abundância de plântulas em áreas de borda. Por fim, apresentamos evidências de que a queda intermitente de folhas de *A. oleifera* modifica drasticamente as taxas de germinação e mortalidade de plântulas, o que explica, em parte, as alterações das taxas de estabelecimento e recrutamento de plântulas abaixo da sua copa.

Assim como o demonstrado para *Attalea oleifera*, é sabido que para outras espécies da família Arecaceae (e.g. *Oenocarpus mapora*, *Iriartea deltoidea*) a presença de indivíduos adultos exerce uma influência considerável sobre a composição e densidade do banco de plântulas em suas imediações (Farris-Lopez et al., 2004; Peters et al., 2004). Na Estação Biológica de Cocha Cashu no Peru, evidências de danos físicos a plântulas e indivíduos juvenis são 40% a 125% mais comuns próximos a indivíduos adultos de palmeiras (Peters et al., 2004). Entretanto, o impacto proporcionado pela presença de palmeiras não é similar para plântulas de todas as espécies. Espécies com plântulas com adaptações que propiciem maior resistência a danos físicos (i.e. sementes com cotilédones de reserva) apresentam uma maior capacidade de manter densos bancos de plântulas sob condições de altas densidades de indivíduos adultos de palmeiras (Farris-Lopez et al.,

2004). Embora não se conheçam tais valores para a floresta Atlântica, Hladik & Miquel (1990) apontam que entre 39 e 51% das espécies de árvores e lianas de florestas tropicais não apresentam plântulas com reservas.

O número de morfoespécies de sementes foi ca. de 40% menor abaixo da copa da palmeira, onde sementes com tamanho maior que 6 mm ocorrerem com menor freqüência. Embora árvores que produzem frutos com pequenas sementes (< 6 mm) representem de 24 a 59% do número de espécies da Floresta Atlântica (Tabarelli et al., 1999), são justamente as espécies que possuem grandes sementes que se encontram ameaçadas de extinção local em vários fragmentos (Silva e Tabarelli, 2001). Na floresta Atlântica nordestina, árvores que produzem sementes maiores que 6 mm representam ca. 45% das espécies ocorrentes nas bordas de fragmentos florestais e 73% das espécies ocorrentes no interior da floresta (Oliveira et al., 2004a). A ocorrência de *A. oleifera*, além de tornar a chegada de diásporos maiores que 6 mm menos freqüente, ainda propiciaria condições desfavoráveis ao estabelecimento de plântulas que não possuem reserva, podendo indisponibilizar determinados trechos do habitat de borda à colonização de espécies com tais caracteríticas, mesmo em grandes fragmentos (> 1000 ha).

Além de causarem danos físicos nas plântulas já estabelecidas, a senescência das grandes folhas de palmeiras por quase todo o ano (Voeks, 2002), propicia um grande acúmulo de serrapilheira (Farris-Lopez, 2004; Peters, 2004). Com "capembas" que podem atingir mais de 50 cm de profundidade, a serrapilheira dessas espécies decompõe-se vagarosamente, permanecendo acumulada por um bom tempo (Gillman et al., 2003). Sítios com serrapilheira muito profunda, tornam-se desfavoráveis à germinação e estabelecimento (Gillman e Ogden, 2001; Gillman et al., 2003, 2004); logo, sítios com altas densidades de *A. oleifera* são sítios inseguros ao estabelecimento de plântulas.

As menores taxas de germinação, maior mortalidade, além de chuva de sementes menos abundante terminam por escassear a densidade do banco de plântulas. Embora habitats de borda apresentem um banco de plântulas menos denso (Benitez-Malvido, 1998; Benitez-Malvido e Martinez-Ramos, 2003a; 2003b), a presença da palmeira foi capaz de reduzir ainda mais a quantidade de plântulas encontrada abaixo da sua copa. Além disso, a densidade de indivíduos adultos de palmeiras apresenta uma relação negativa com abundância de plântulas nos sítios onde elas se encontram, tanto no caso da *A. oleifera* na floresta Atlântica nordestina, como em outras florestas tropicais do globo (Denslow et al., 1991). Embora tal padrão possa ser explicado pelo menor número de espécies de árvores em áreas onde a presença das palmeiras é massiva (Wright e Duber, 2001), a ocorrência de palmeiras pioneiras, como *A. oleifera*, em altas densidades é conseqüência da perturbação propiciada pela adjacência a uma borda (Aguiar, 2002; Charles-Dominique et al., 2003; Scariot, 1999; Souza e Martins 2003; Wright et al. 2000; Wright e Duber, 2001).

Reduções na densidade de plântulas podem modificar a regeneração e dinâmica da comunidade de árvores em florestas tropicais (Benitez-Malvido e Martinez-Ramos, 2003b; Guariguata, 1998; Scariot 2000). Nossos resultados sugerem que, mesmo em habitats florestais depauperados pela fragmentação, o aumento na densidade de determinadas populações extremamente eficientes em colonizar habitats perturbados pode tornar ainda mais pobre a comunidade arbórea de fragmentos. No caso específico de *Attalea oleifera* isso é evidente, tanto por reduzir populações de determinadas espécies, bem como por reduzir a densidade de plântulas.

Entender como a fragmentação de habitats e a criação de bordas modificam os padrões de recrutamento de plântulas é de extrema importância, tanto para gerar modelos precisos para implantação de estratégias para manutenção e restauração de áreas hiper-

perturbadas, quanto para predizer os futuros resultados das atuais modificações de habitat sobre a persistência de populações de árvores em paisagens fragmentadas. É imprescindível incorporar efeitos deletérios indiretos e de longo prazo, como os demonstrados, aos atuais modelos de perda de diversidade (Gascon et al., 2000; Tabarelli et al. 2004), tanto para o gerenciamento de áreas atualmente fragmentadas (Tabarelli et al. 2004), bem como para a definição de políticas públicas que possam evitar o fracionamento de novas áreas de florestas tropicais.

Referências

Aguiar, A. V. 2002. Como o efeito de borda influencia o recrutamento vegetal? Evidências de uma população de *Attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae). 27 pages. B.Sc. thesis. Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Araújo, M. V. 2004. Efeito da fragmentação florestal nas taxas de herbivoria da formiga cortadeira *Atta laevigata*. 40 pages. M.Sc. thesis. Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. Conservation Biology 12:380-389.

Benitez-Malvido, J., G. Garcia-Guzman, and I. D. Kossmann-Ferraz. 1999. Leaf-fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rainforest fragments: an experimental study. Biological Conservation 91:143-150.

Benitez-Malvido, J., and M. Martinez-Ramos. 2003a. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. Conservation Biology 17:389-400.

Benitez-Malvido, J., and M. Martinez-Ramos. 2003b. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. Biotropica 35:530-541.

Bruna, E. M. 1999. Biodiversity - Seed germination in rainforest fragments. Nature 402:139-139.

Bruna, E. M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. Oecologia 132:235-243.

Bruna, E. M., and W. J. Kress. 2002. Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). Conservation Biology 16:1256-1266.

Charles-Dominique, P., J. Chave, M. A. Dubois, J. J. De Granville, B. Riera, and C. Vezzoli. 2003. Colonization front of the understorey palm *Astrocaryum sciophilum* in a pristine rain forest of French Guiana. Global Ecology and Biogeography 12:237-248

Denslow, J. S., E. Newell, and A. M. Ellison. 1991. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. Biotropica 23:225-234.

Farris-Lopez, K., J. S. Denslow, B. Moser, and H. Passmore. 2004. Influence of a common palm, *Oenocarpus mapora*, on seedling establishment in a tropical moist forest in Panama. Journal of Tropical Ecology 20:429-438.

Freitas, A. V. L. 2003. Lista preliminar das espécies de borboletas na Usina Serra Grande. Technical Report. UNICAMP. Campinas.

Gascon, C., G. B. Williamson, and G. A. B. da Fonseca. 2000. Ecology - Receding forest edges and vanishing reserves. Science 288:1356-1358.

Gillman, L. N., and J. Ogden. 2001. Physical damage by litterfall to canopy tree seedlings in two temperate New Zealand forests. Journal of Vegetation Science 12:671-676.

Gillman, L. N., S. D. Wright, and J. Ogden. 2003. Response of forest tree seedlings to simulated litterfall damage. Plant Ecology 169:53-60.

Gillman, L. N., J. Ogden, S. D. Wright, K. L. Stewart, and D. P. Walsh. 2004. The influence of macro-litterfall and forest structure on litterfall damage to seedlings. Austral Ecology 29:305-312.

Guariguata, M. R. 1998. Response of forest tree saplings to experimental mechanical damage in lowland Panama. Forest Ecology and Management 102:103-111.

Hadlik, A. and S. Miquel. 1990. Seedling types and plant establishment in an african rain forest. In Reproductive ecology of tropical forest plants, eds. Bawa, K. S. and M. Hadley, pp 261-282. Pathernon publishers, Paris.

IBGE. 1985. Atlas Nacional do Brasil: Região Nordeste, IBGE, Rio de Janeiro.

Jules, E. S. 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: *Trillium* in old-growth forest. Ecology 79:1645-1656.

Jules, E. S., and B. J. Rathcke. 1999. Mechanisms of reduced *Trillium* recruitment along edges of old-growth forest fragments. Conservation Biology 13:784-793.

Krebs, C. J. 2000. Ecological Methodology 5.2. Addison-Welsey Educational Inc.

Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio, 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. Conservation Biology 16:605-618.

Lemire, D. and F. P. L. Melo, 2003. The structure of seedling assemblage along an edge-interior gradient in a fragmented atlantic forest of northeastern Brazil. Anais de trabalhos completos do VI Congresso de Ecologia do Brasil 3:511-513.

Lorenzi, H., H. M. Souza, L. S. C. Cerqueira, J. T. M. Costa and E. Ferreira, 2004. Palmeiras Brasileiras e exóticas cultivadas. 2nd edition. Instituto Plantarum, Nova Odesssa.

Melo, F. P. L., and M. Tabarelli. 2003. Seed dispersal and demography of pioneer trees: The case of *Hortia arborea*. Plant Biology 5:359-365.

Melo, F. P. L. 2004. Efeito de Borda, Chuva de Sementes e o Recrutamento de Plântulas: o Caso das Grandes Sementes. 40 pages. M.Sc. thesis. Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Melo, F. P. L., A. V. Aguiar, E. A. Simabukuro, M. Tabarelli. 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In Germinação: do básico ao aplicado, org. A. Gui and F. Borghetti, pp. 237 – 250. Artmed, Porto Alegre.

Murcia, C. 1995. Edge Effects in Fragmented Forests - Implications for Conservation. Trends in Ecology & Evolution 10:58-62.

Oliveira, M. A., A. S. Grillo, and M. Tabarelli. 2004a. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. Oryx 38:389-394.

Oliveira, M. A., M. Tabarelli and A. A. Grillo, 2004b. Caracterização da flora dos remanescentes da Usina Serra Grande, Alagoas. Technical Report. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste, Recife.

Peters, H. A., A. Pauw, M. R. Silman, and J. W. Terborgh. 2004. Failing palm fronds structure Amazonian rainforest sapling communities. Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 271: S367-S369.

Pimentel, D. S. and M. Tabarelli. 2004. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 36:74-84.

Roda, S. A., 2004. Aves da Usina Serra Grande. Technical Report. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste. Recife.

Sá-Neto, R. J. 2003. Comunidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em fragmentos de floresta Atlântica, Usina Serra Grande – Alagoas. 40 pages. M.Sc. thesis. Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Santos, B. A., F. P. L. Melo and M. Tabarelli. 2005. Seed shadow, seedling recruitment, and spatial distribution of *Buchenavia capitata* (Combretaceae) in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. Brazilian Journal of Biology in press.

Scariot, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. Journal of Ecology 87:66-76.

Scariot, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. Biotropica 32:662-669.

Silva, J. M. C. and M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. Nature 404:72-74.

Silva, J. M. C. and M. Tabarelli. 2001. The future of the Atlantic forest in northeastern Brazil. Conservation Biology 15:819-820.

Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1995. Biometry. Freeman & Company, New York.

Souza, A. F., and F. R. Martins. 2003. Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest. Plant Ecology 164:141-155.

Souza, A. F., F. R. Martins, and D. M. S. Matos. 2000. Detecting ontogenetic stages of the palm *Attalea humilis* in fragments of the Brazilian Atlantic forest. Canadian Journal of Botany 78:1227-1237.

Svenning, J. C. 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. Journal of Ecology 87:55-65.

Tabarelli, M., M. J. C. Silva, and C. Gascon. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. Biodiversity and Conservation 13:1419-1425.

Tavares, S., F. A. F. Paiva, E. J. S. Tavares, M. A. Neves and J. L. S. Lima. 1971. Inventário florestal de Alagoas – Nova contribuição para o estudo preliminar das matas remanescentes do estado de Alagoas. Boletim de Recursos Naturais / SUDENE 9:5-122.

Tomimatsu, H., and M. Ohara. 2004. Edge effects on recruitment of *Trillium camschatcense* in small forest fragments. Biological Conservation 117:509-51

Veloso, H. P., A. L. R. Rangel-Filho and J. C. A. Lima. 1991. Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal, IBGE, Rio de Janeiro.

Voeks, R. A. 2002. Reproductive ecology of the piassava palm (*Attalea funifera*) of Bahia, Brazil. Journal of Tropical Ecology 18:121-136.

Wilkinson, L. 2000. SYSTAT 10. SPSS Inc.

Wright, S. J., and H. C. Duber. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. Biotropica 33:583-595.

Wright, S. J., H. Zeballos, I. Dominguez, M. M. Gallardo, M. C. Moreno, and R. Ibanez. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. Conservation Biology 14:227-239.

Legenda das Figuras **Página**

Figura 1 - Localização da: (a) Floresta Atlântica Nordestina, (b) Usina Serra Grande, (c) Mata de Coimbra..... 46

Figura 2 – Perfil esquemático das parcelas para avaliar a riqueza, abundância e diversidade de plântulas em parcelas sob a copa de *A. oleifera* e parcelas controle (área hachurada)..... 47

Figura 3 - Riqueza de morfoespécies de plântulas em parcelas abaixo da copa de *A. oleifera* e parcelas controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil: (a) Valores da 1ª leitura e (b) Valores da 2ª leitura..... 48

Figura 4 - Abundância de plântulas em parcelas abaixo da copa de *A. oleifera* e parcelas controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil: (a) Valores da 1ª leitura e (b) Valores da 2ª leitura..... 49

Figura 5 – Abundância de plântulas · m^2 (a) e riqueza de morfoespécies de plântulas · m^2 (b) em relação a densidade de adultos de *A. oleifera* · m^2 em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 50

Figura 6 – Percentuais de germinação e mortalidade de plântulas em 15 parcelas de 1 m^2 sobrepostas com folhas de *A. oleifera* e controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil durante o período de Dezembro de 2003 a Novembro de 2004..... 51

Figura 7. Senescência foliar média mensal nos 16 indivíduos adultos de *A. oleifera* em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 52

Figura 8. Altura média da serrapilheira nas parcelas abaixo da copa de *A. oleifera* e controle em um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil..... 53

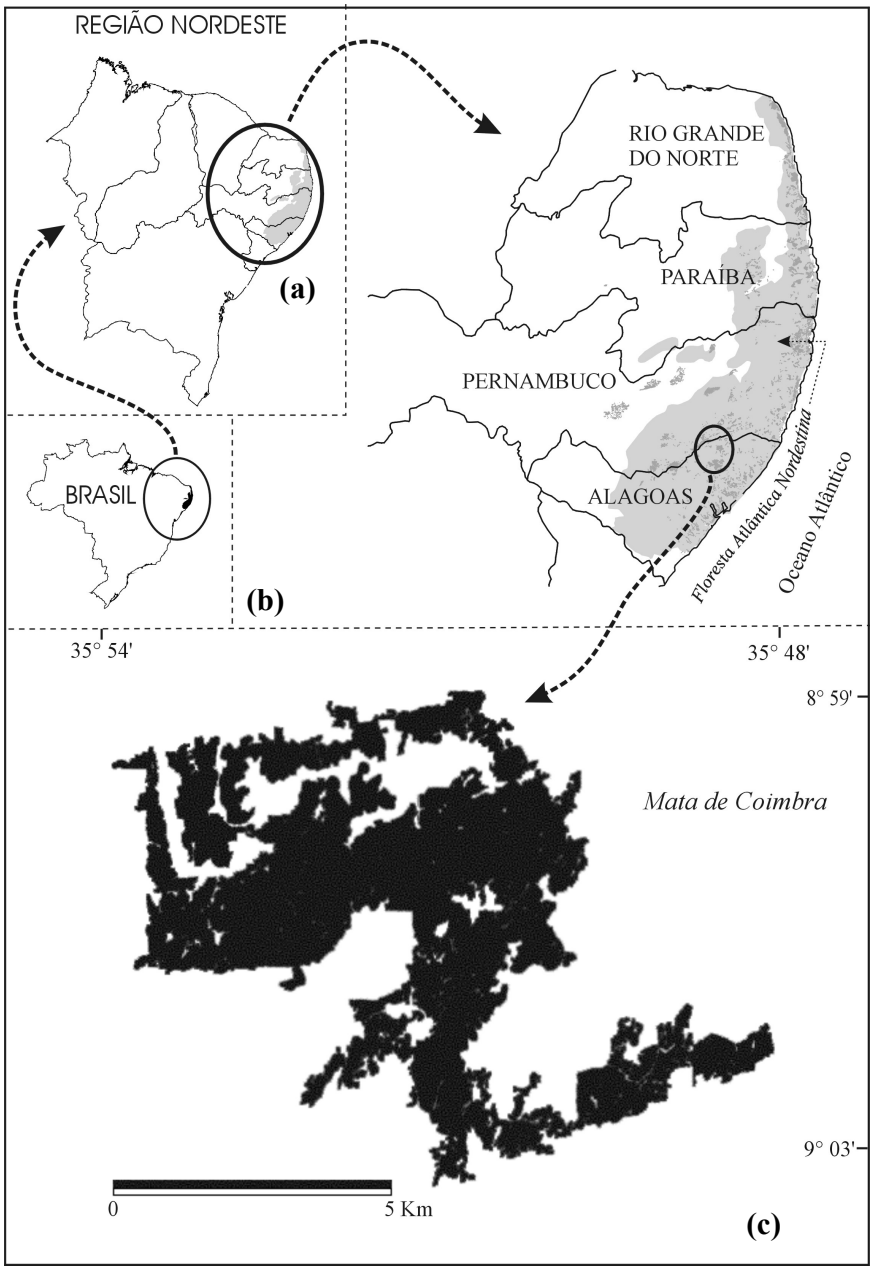
REGIÃO NORDESTE
(a)
BRASIL
(b)
RIO GRANDE
DO NORTE
PARAÍBA
PERNAMBUCO
ALAGOAS
Floresta Atlântica Nordestina
Oceano Atlântico
35° 54'
35° 48'
8° 59'
Mata de Coimbra
9° 03'
0
5 Km
(c)

Figura 1

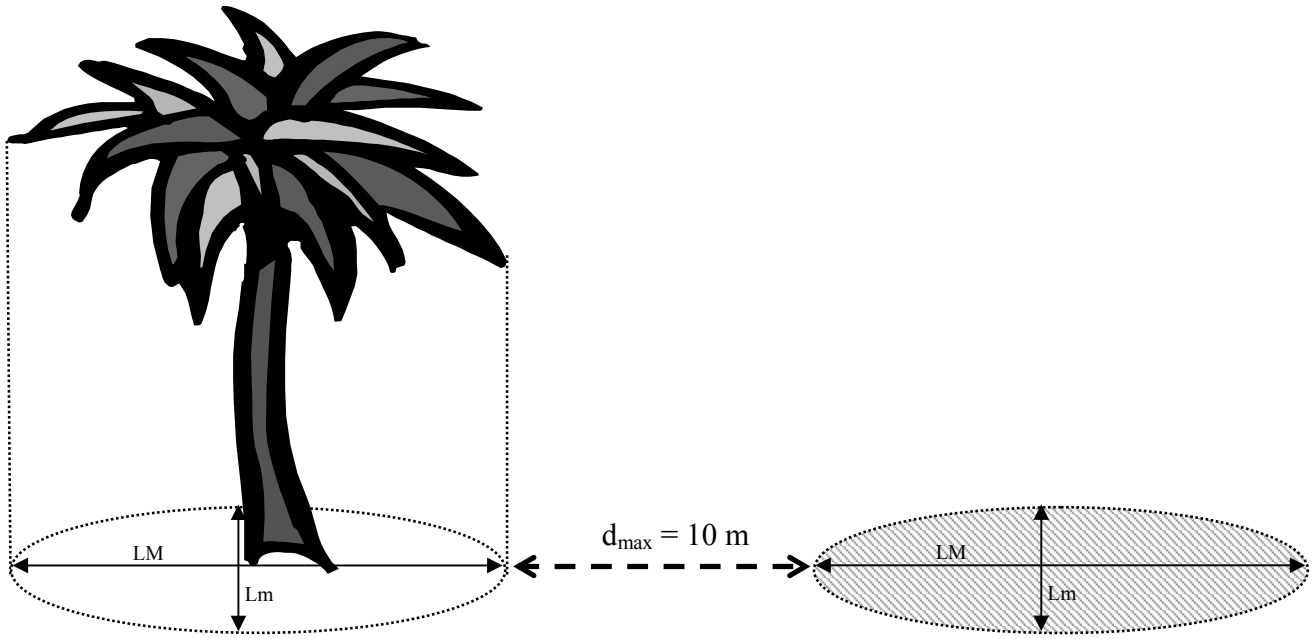

Figura 2

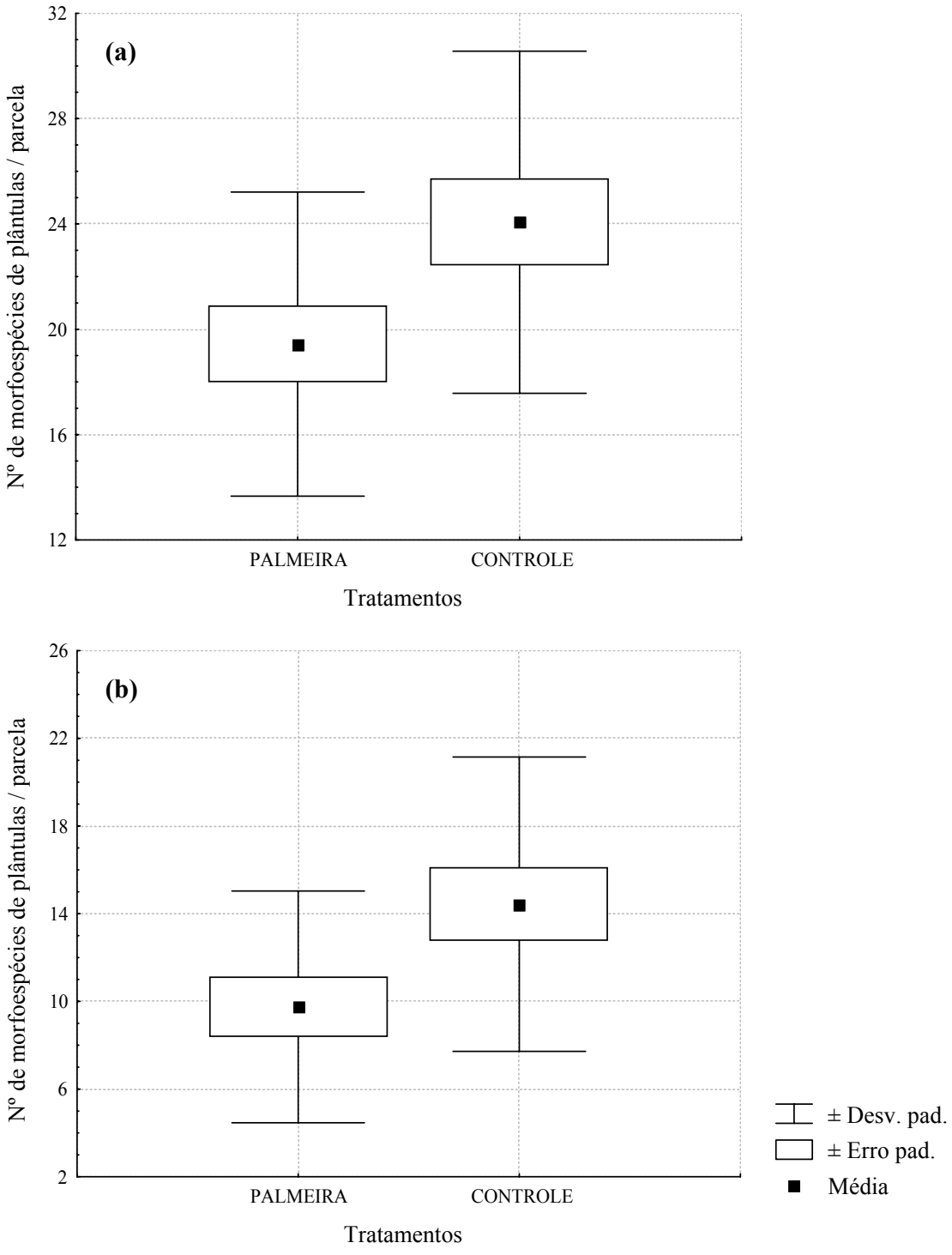
(a)
Nº de morfoespécies de plântulas / parcela
32
28
24
20
16
12
PALMEIRA
CONTROLE
Tratamentos
(b)
Nº de morfoespécies de plântulas / parcela
26
22
18
14
10
6
2
PALMEIRA
CONTROLE
Tratamentos
± Desv. pad.
± Erro pad.
Média

Figura 3

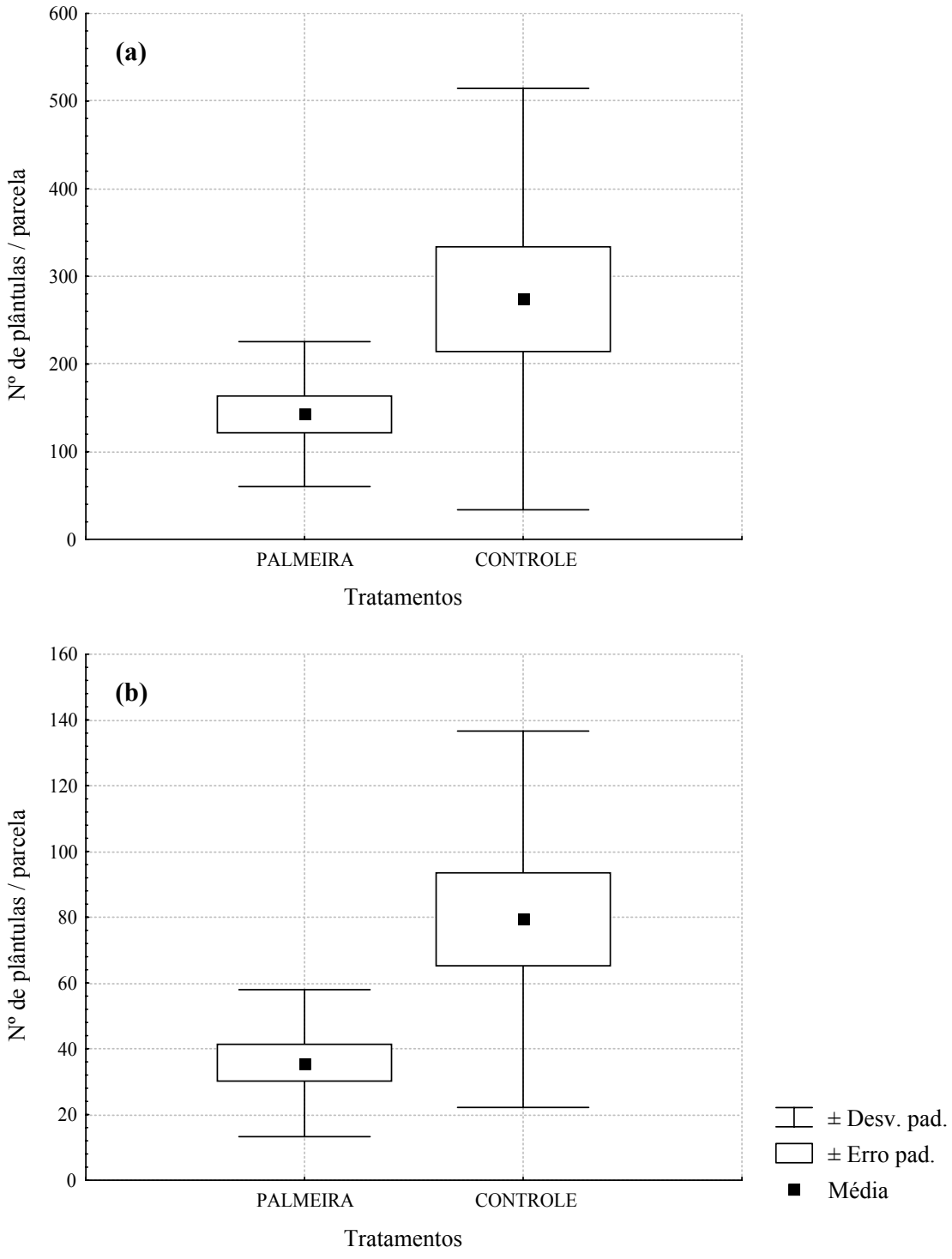
(a)
Nº de plântulas / parcela
600
500
400
300
200
100
0
PALMEIRA
CONTROLE
Tratamentos
(b)
Nº de plântulas / parcela
160
140
120
100
80
60
40
20
0
PALMEIRA
CONTROLE
Tratamentos
± Desv. pad.
± Erro pad.
Média

Figura 4

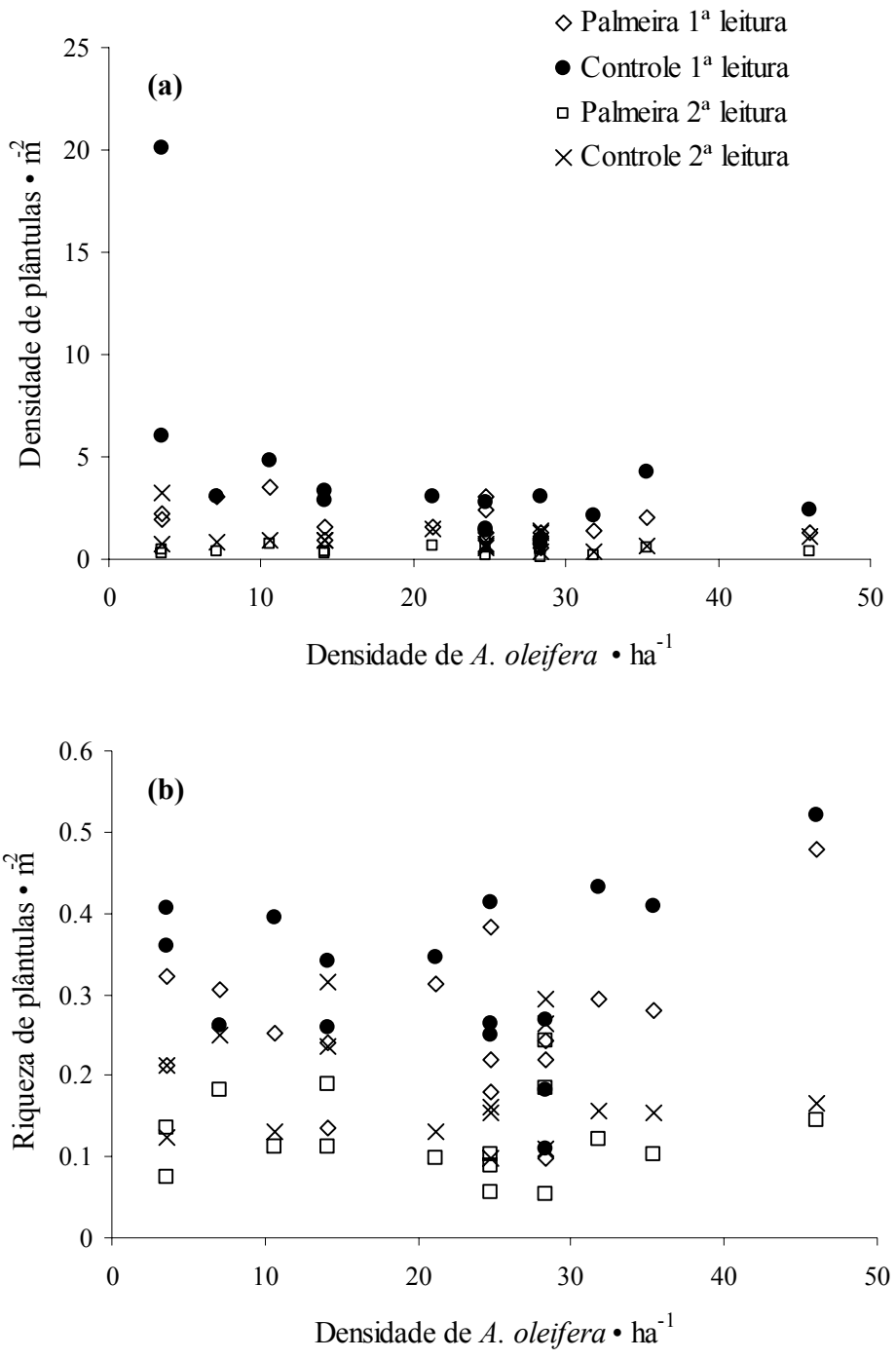
◇ Palmeira 1ª leitura
● Controle 1ª leitura
□ Palmeira 2ª leitura
× Controle 2ª leitura
(a)
Densidade de plântulas • m-2
Densidade de A. oleifera • ha-1
(b)
Riqueza de plântulas • m-2
Densidade de A. oleifera • ha-1

Figura 5

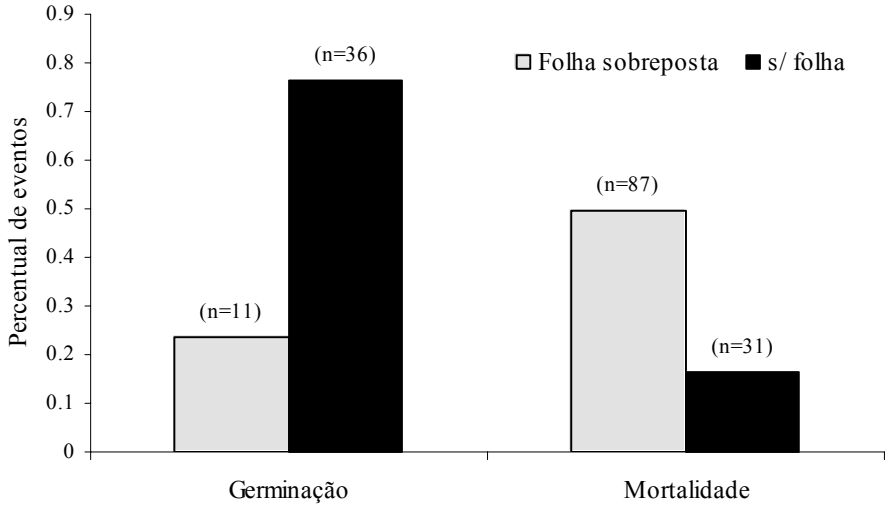
0.9
0.8
0.7
0.6
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0
Percentual de eventos
(n=36)
(n=11)
(n=87)
(n=31)
Folha sobreposta
s/ folha
Germinação
Mortalidade

Figura 6

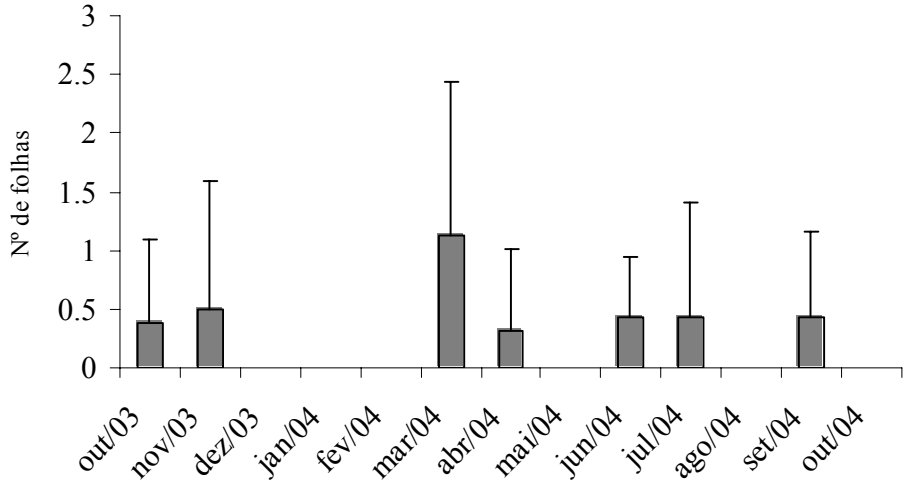
Nº de folhas
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
out/03
nov/03
dez/03
jan/04
fev/04
mar/04
abr/04
mai/04
jun/04
jul/04
ago/04
set/04
out/04

Figura 7

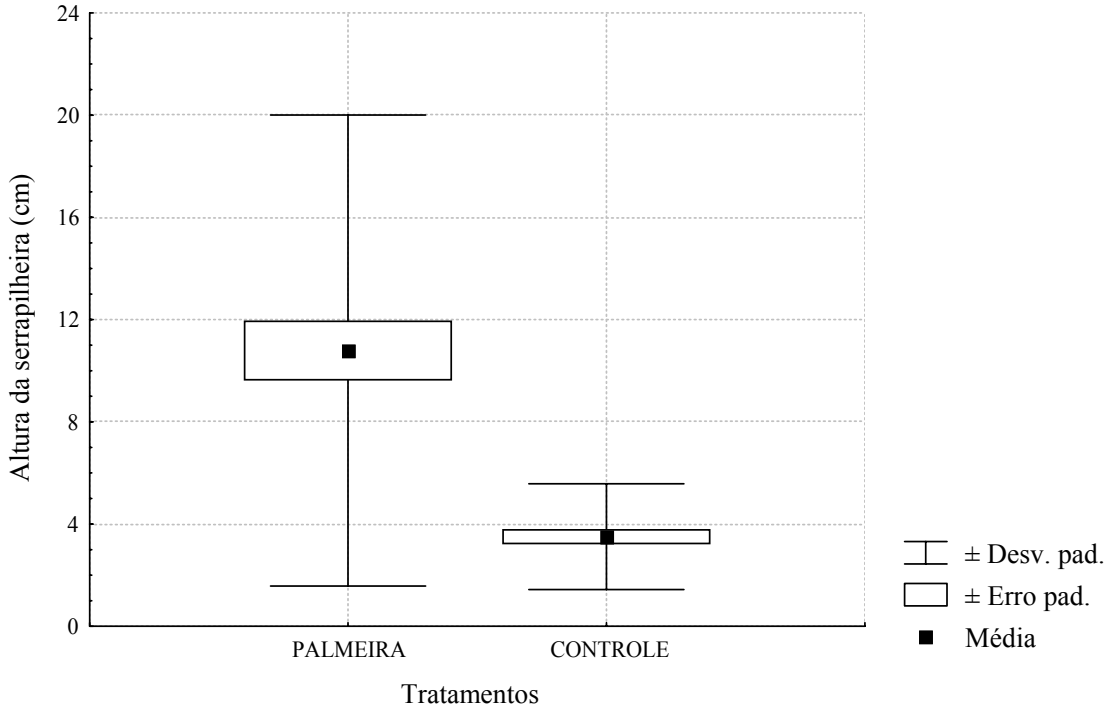
24
20
16
12
8
4
0
Altura da serrapilheira (cm)
PALMEIRA
CONTROLE
Tratamentos
± Desv. pad.
± Erro pad.
Média

Figura 8

Tabela 1: Coeficientes de correlação linear e níveis de significância entre riqueza, e abundância de plântulas em 1 m^2 sob a copa de *A. oleifera* e densidade de adultos da palmeira em áreas de borda de um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil.

Parâmetro		Coeficiente	*p*
1ª Leitura			
Riqueza			
	Palmeira	*r = 0.2862	> 0.05
	Controle	r = 0.1325	>0.05
Abundância			
	Palmeira	r = -0.4196	>0.05
	Controle	**rs = -0.5822	**0.0179**
2ª Leitura			
Riqueza			
	Palmeira	r = 0.0155	>0.05
	Controle	rs = -0.0119	>0.05
Abundância			
	Palmeira	r = -0.009	>0.05
	Controle	rs = -0.2593	>0.05

* Coeficiente de correlação de Pearson

** Coeficiente de correlação de Spearman

Tabela 2: Riqueza e abundância da chuva de sementes em cinco classes de tamanho coletadas em armadilhas de 1 m^2 sob a copa de *A. oleifera* e controle em áreas de borda de um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil.

	Riqueza	Classes de tamanho (%)					
		I	II	III	IV	V	Total
Palmeira	22	4581 (98,5)	17 (0,36)	44 (0,94)	4 (0,08)	6 (0,12)	4652 (37,5)
Controle	34	7597 (98,0)	62 (0,80)	74 (0,95)	17 (0,22)	1 (0,01)	7751 (62,5)

Tabela 3: Indivíduos adultos de palmeiras e seus respectivos tamanhos de eixos e área da elipse de projeção da copa, nº de indivíduos adultos em um raio de 30 m, densidade · ha^{-1} de aultos no sítio e área de impacto direto · ha^{-1} por agrupamentos em áreas de borda de um fragmento de floresta atlântica nordestina na Usina Serra Grande, Brasil.

Palmeira Nº	LM (m)	Lm (m)	Área da elipse de projeção da copa (m^2)	No. de indivíduos adultos de *A. oleifera* (r = 30 m)	Densidade de *A. oleifera* · ha^{-1}	Área de impacto direto da copa de A. oleifera em cada um dos agrupamentos (ha)
1	9.88	8.75	67.90	7	24.76	0.1912
2	8.87	7.40	51.55	1	3.54	0.0273
3	11.60	10.80	98.39	8	28.30	0.2185
4	12.30	10.26	99.12	3	10.61	0.0820
5	8.70	8.47	57.88	9	31.84	0.2459
6	9.56	9.60	72.08	7	24.76	0.1912
7	8.20	7.45	47.98	13	45.99	0.3551
8	8.60	9.00	60.79	6	21.22	0.1639
9	11.70	9.60	88.22	2	7.07	0.0546
10	9.80	10.60	81.59	8	28.30	0.2185
11	9.70	10.30	78.47	10	35.37	0.2732
12	11.00	10.50	90.71	7	24.76	0.1912
13	10.00	10.10	79.33	4	14.15	0.1093
14	10.00	11.30	88.75	4	14.15	0.1093
15	11.60	10.10	92.02	8	28.30	0.2185
16	10.30	10.00	80.90	1	3.54	0.0273

ANEXO: NORMAS DE SUBMISSÃO DE MANUSCRITOS AO PERIÓDICO *BIOLOGICAL CONSERVATION*

author GATEWAY For Elsevier Journals

Biological Conservation

Guide for Authors

Biological Conservation uses an online, electronic submission system. By accessing the website http://ees.elsevier.com/bioc you will be guided stepwise through the creation and uploading of the various files. When submitting a manuscript to Elsevier Editorial System, authors need to provide an electronic version of their manuscript. For this purpose original source files, not PDF files, are preferred. The author should specify a category designation for the manuscript (full length article, review article, short communication, etc.), choose a set of classifications from the prescribed list provided online and select an editor. Authors may send queries concerning the submission process, manuscript status, or journal procedures to the Editorial Office. Once the uploading is complete, the system automatically generates an electronic (PDF) proof, which is then used for reviewing. All correspondence, including the Editor's decision and request for revisions, will be by e-mail. Authors are asked to provide the names of three potential referees in their covering letter.

For publishing inquiries please contact Bas Straub at b.straub@elsevier.com

Submission of papers
Submission of a manuscript implies that it is not being considered contemporaneously for publication elsewhere. Submission of a multi-authored manuscript implies the consent of all the participating authors. Submission of a manuscript must be accompanied by a covering letter stating that it is original work, that it is not being submitted elsewhere, that all authors agree with the contents and to the submission, and where necessary all appropriate ethics and other approvals were obtained for the research. All papers will be independently refereed.

Types of contributions
Original papers on topics of conservation interest; review articles; short reports; announcements; book reviews.

The journal adopts a strict policy of only accepting papers that fit the Aims and Scope of the journal. The paper must have a clear conservation message: Is there a significant contribution to our ability to undertake effective action?

Manuscripts
Manuscripts should have in double-spaced typing with a wide margin at the left. Generally, the size of the manuscript should not exceed 10,000 words or about 20 printed pages. Each paper should be provided with an Abstract of about 200--250 words, reporting concisely on the purpose and results of the paper, and with five keywords for use by Abstract services. Authors should consult an issue of the journal for style and layout. The Editors reserve the right to adjust style to certain standards of uniformity. The SI system should be used for all scientific and laboratory data; if, in certain instances, it is necessary to quote other units, these should be added in parentheses. All variables should be italic; *p* for significance; *n* for number. Use %, not percent.

All scientific names should be italic, no parentheses. Common names in lower-case except proper nouns. All common names must be followed by a scientific name in parentheses. Tables, references and legends to illustrations should be typed on separate sheets and placed at the end of the paper. Footnotes should be avoided if they contain information which could equally well be included in the text.

References
References to published work should be indicated at the appropriate place in the text, according to the Harvard system (i.e. using author(s) name(s) and date), with a reference list, in alphabetical order, at the end of the paper. The list should give name(s) and initial(s) of author(s), the year of publication and the exact title of the paper or book. For journals there should follow the journal title, volume number, and initial and final page numbers of article. For books there should follow the name(s) of the editor(s) (if appropriate), the name of the publisher and the town and year of publication. Where appropriate, initial and final page numbers should also be quoted. All references in this list should be indicated at some point in the text and vice versa. In the references, the "&" should always be replaced by "and". Unpublished reports may be included in the References if available for consultation by readers; they should include the name of the organisation and a brief address.

Examples of references:
Book
Falconer, D.S., 1989. Introduction to Quantitative Genetics, 3rd edn. Longman, London.
Article
Flesness, N.R., 1977. Gene pool conservation and computer analysis.
International Zoological Yearbook 17, 177--191.
Article in Book
Ralls, G., Ballou, J., 1983. Extinction: lessons from zoos. In Genetics and Conservation, ed. C.M. Schonewald-Cox, pp. Æ164--184. Benjamin Cummings, New York.

Illustrations Preparation of electronic illustrations. Submitting your artwork in an electronic format helps us to produce your work to the best possible standards, ensuring accuracy, clarity and a high level of detail. General points

- Always supply high-quality printouts of your artwork, in case conversion of the electronic artwork is problematic.
- Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.
- Save text in illustrations as "graphics" or enclose the font.
- Only use the following fonts in your illustrations: Arial, Courier, Helvetica, Times and Symbol.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files, and supply a separate listing of the files and the software used.
- Provide all illustrations as separate files and as hardcopy printouts on separate sheets.
- Provide captions to illustrations separately.

- Produce images near to the desired size of the printed version

- Submit colour illustrations as original photographs, high-quality computer prints or transparencies, close to the size expected in publication, or as 35 mm slides. Polaroid colour prints are not suitable. If, together with your accepted article, you submit usable colour figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in colour on the web (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in colour in the printed version. For colour reproduction in print, you will receive information regarding the costs from Elsevier after receipt of your accepted article. For further information on the preparation of electronic artwork, please see http://authors.elsevier.com/artwork.

- Please note: Because of technical complications which can arise by converting colour figures to 'grey scale' (for the printed version should you not opt for colour in print) please submit in addition usable black and white prints corresponding to all the colour illustrations.

This journal offers electronic submission services and graphic files can be uploaded.

Non-electronic illustrations
We accept non-electronic illustrations for typesetting and printing, illustrations that should be reviewed should be submitted electronically (in low resolution) for the review process. If an author wishes to highlight that an electronic figure is for review purposes only, and will be substituted by hardcopy if the paper is accepted, then a remark should be made in the Cover Letter.

Captions
Ensure that each illustration has a caption. Supply captions on a separate sheet, not attached to the figure. A caption should comprise a brief title (not on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Supplementary data.
Elsevier now accepts electronic supplementary material to support and enhance your scientific research. Supplementary files offer the author additional possibilities to publish supporting applications, movies, animation sequences, high-resolution images, background datasets, sound clips and more. Supplementary files supplied will be published online alongside the electronic version of your article in Elsevier web products, including ScienceDirect: http://www.sciencedirect.com. In order to ensure that your submitted material is directly usable, please ensure that data is provided in one of our recommended file formats. Authors should submit the material in electronic format together with the article and supply a concise and descriptive caption for each file. For more detailed instructions please visit our Author Gateway at http://authors.elsevier.com.

This journal offers electronic submission services and supplementary data files can be uploaded.

Proofs
Proofs will be sent to the author (first-named author if no corresponding author is identified on multi-authored papers) by PDF wherever possible and should be returned within 48 hours of

receipt, preferably by e-mail. Corrections should be restricted to typesetting errors; any other amendments made may be charged to the author. Any queries should be answered in full. Elsevier will do everything possible to get your article corrected and published as quickly as possible. Therefore, it is important to ensure that all of your corrections are returned to us in one all-inclusive e-mail or fax. Subsequent additional corrections will not be possible, so please ensure that your first communication is complete. Should you choose to mail your corrections, please return them to: Log-in Department, Elsevier Science, Stover Court, Bampfylde Street, Exeter, Devon EX1 2AH, UK.

Page charges and offprints
There will be no page charges. Twenty-five offprints of each paper will be supplied free of charge. Additional copies can be ordered at current printing prices.

Colour charges Authors will be charged for including colour illustrations in the printed version at the following rates and are encouraged only to consider colour if necessary for clarity or comprehension: 1st page: Euro 350 Every 2nd page: Euro 175 (Prices per October 2003).

Copyright guidelines
All authors must sign the `Transfer of Copyright' agreement before the article can be published. This transfer agreement enables Elsevier Science Ltd to protect the copyrighted material for the authors, but does not relinquish the author's proprietary rights. The copyright transfer covers the exclusive rights to reproduce and distribute the article, including reprints, photographic reproductions, microform or any other reproductions of similar nature and translations, and includes the right to adapt the article for use in conjunction with computer systems and programs, including reproduction or publication in machine-readable form and incorporation in retrieval systems. Authors are responsible for obtaining from the copyright holder permission to reproduce any figures for which copyright exists.

Conflicts of Interest
To allow scientists, the public, and policy makers to make more informed judgements about published research, this journal adopts a strong policy on conflicts of interest and disclosure. Authors should acknowledge all sources of funding and any direct financial benefits that could result from publication. Editors likewise require referees to disclosure current or recent association with authors and other special interest in this work.

Author Enquiries
Authors can keep a track on the progress of their accepted article, and set up e-mail alerts informing them of changes to their manuscript's status, by using the "Track a Paper" feature of Elsevier's Author Gateway (http://authors.elsevier.com). Contact details for questions arising after acceptance of an article, especially those relating to proofs, are provided when an article is accepted for publication.