

WANESSA REJANE DE ALMEIDA

**REDUÇÃO DA DIVERSIDADE DA ASSEMBLEIA DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES
ARBÓREAS NA FLORESTA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL**

RECIFE, 2014

WANESSA REJANE DE ALMEIDA

**REDUÇÃO DA DIVERSIDADE DA ASSEMBLEIA DE PLÂNTULAS DE ESPÉCIES
ARBÓREAS NA FLORESTA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutor em Biologia Vegetal.

Orientador: Dr. Marcelo Tabarelli

RECIFE, 2014

Catálogo na Fonte:
Bibliotecário Bruno Márcio Gouveia, CRB 1788

Almeida, Wanessa Rejane de

Redução da diversidade da assembleia de plântulas de espécies arbóreas na floresta atlântica do Nordeste do Brasil / Wanessa Rejane de Almeida. – Recife: O Autor, 2014.

101 folhas: il.

Orientador: Marcelo Tabarelli

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, 2014.

Inclui referências e anexos

1. Ecologia florestal 2. Mata atlântica I. Tabarelli, Marcelo (orient.) II. Título.

577.3

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2014-209

WANESSA REJANE DE ALMEIDA

“REDUÇÃO DA DIVERSIDADE DA ASSEMBLEIA DE
PLÂNTULAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA FLORESTA
ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL”.

APROVADO EM 28/02/2014

BANCA EXAMINADORA :

Dr. Marcelo Tabarelli (Orientador) – UFPE

Dr. Severino Rodrigo Ribeiro Pinto – UFPE

Dr. José Domingos Ribeiro Neto – UFPE

Dra. Inara Roberta Leal – UFPE

Dra. Julia Caram Sfair – UFPE

Recife- PE
2014

*“o arroz
que se planta se colhe
o amor
que se planta se colhe
o que vai
volta um dia mais forte
o que fica
escondido explode
o feijão
que se planta se colhe
solidão
que se planta se colhe
se fugir
a estrada te escolhe
e o destino
também não dá mole
ao redor
pra onde quer que se olhe
a saída
é uma porta que encolhe
aflição
que se planta se colhe
algodão
que se planta se colhe
se cair
nessa chuva se molhe
sempre há sede
pra dar mais um gole
toda culpa
se planta e se colhe
na garupa
do tempo que corre
cada grão
que se planta se colhe
furacão
que se planta se colhe
cada um
inaugura sua prole
pedra dura
procura água mole
tudo vem
quando o tempo é propício
todos têm
sua porção precipício
o que sabe
não busca sentido
o que sobe
retorna caído
ilusão
que se planta se colhe
confusão
que se planta se colhe
num segundo
o desejo te engole
só não corre
esse risco quem morre” (Arnaldo Antunes)*

Dedico a todos, que de alguma forma, me ajudaram a concluir esta importante etapa da minha formação profissional e pessoal, em especial, à minha família e ao meu filho Matheus, luz na minha vida.

I. AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos;

À Usina Serra Grande (USGA), ao Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (CEPAN) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte para a realização desse trabalho;

Ao Prof. Dr. Marcelo Tabarelli pela orientação, oportunidade, confiança, incentivo e apoio e, principalmente, pela compreensão da necessidade do meu afastamento durante a minha tese por causa da minha gravidez e pelo período que eu precisei dar atenção especial ao meu filho;

Ao programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, em nome de seus funcionários e professores, em especial a Profa. Dra. Inara R. Leal pelo incentivo e oportunidades;

Aos amigos Severino Rodrigo Ribeiro Pinto e Marcos Gabriel F. Mendes pela boa convivência e repartição de trabalho, deixando menos pesadas as atividades de campo na Usina Serra Grande;

A Walkiria Rejane de Almeida, Manoel Vieira de Araujo e Jean Carlos Santos pela revisão da tese;

Aos membros da banca examinadora da qualificação e da defesa, pela disponibilidade, críticas e sugestões, meu muito obrigado pelas contribuições indispensáveis para esta tese;

Aos amigos dos laboratórios de Ecologia Vegetal e Interação Planta-Animal pelas amizades e pelas discussões científicas em um ambiente de trabalho saudável e produtivo;

Ao meu marido, Jean, pelo apoio, incentivo e pela privação da convivência do nosso filho para que eu pudesse concluir minha jornada de doutoramento;

À Walkiria, minha irmã, pelo incentivo e ajuda durante todo o período do doutorado;

A toda minha família pela confiança, torcida e incentivo, principalmente, pelos cuidados e atenção dadas ao meu filho Matheus para que pudesse me dedicar à conclusão desta tese, sem vocês nada disso seria possível!

Por último, agradeço a todos aqueles que de alguma maneira foram importantes para que eu pudesse concluir mais esta etapa da minha carreira e, que porventura não foram mencionados aqui.

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO	1
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	3
2.1. <i>IMPACTO DA MODIFICAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A FLORA DE FLORESTAS TROPICAIS</i>	3
2.2. <i>HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA</i>	6
2.3. <i>RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS</i>	8
2.4. <i>REGRAS DE MONTAGEM</i>	10
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
4. MANUSCRITOS	21
4.1 CAPÍTULO 1. Diferenciação biótica na assembleia de plântulas arbóreas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil	22
ABSTRACT	24
RESUMO	25
MÉTODOS	29
RESULTADOS	34
DISCUSSÃO	37
LITERATURA CITADA	41
4.2 CAPÍTULO 2. Estrutura filogenética e funcional da assembleia de plântulas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil	57
RESUMO	59
1.Introdução	61
2.Métodos	64
3.Resultados	69
4.Discussão	70
5.Referências	73
5. CONCLUSÕES	84
6. RESUMO	85
7. ABSTRACT	86
8. ANEXO	87
8.1. Normas para publicação no periódico BIOTROPICA	88
8.2. Normas para publicação no periódico JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE	94

1. APRESENTAÇÃO

Acredita-se que em paisagens com histórico antigo e intenso de perturbação, como é o caso da floresta Atlântica nordestina, os efeitos da fragmentação florestal e perda de habitat sejam responsáveis pela homogeneização taxonômica e funcional da assembleia de árvores, resultando em uma flora composta por um reduzido conjunto de espécies que consegue perpetuar sua população nesta nova condição ambiental, uma vez que, quando uma área de habitat natural é reduzida e/ou isolada, algumas espécies de árvores são prontamente perdidas, e com o decorrer do tempo suas populações entram em declínio como resultado da falha nos processos ecológicos e da própria capacidade de manter-se nesta nova condição ambiental.

O conjunto de características ecológicas e intrínsecas das espécies faz com que estas apresentem maior ou menor plasticidade ao suportar as novas condições impostas pelo processo de fragmentação dos habitats. Por exemplo, espécies generalistas passam a dominar o ambiente, tanto em riqueza quanto em abundância, uma vez que são favorecidas pelas novas condições. Já as espécies especialistas, que apresentam requerimentos ecológicos mais restritos, são frequentemente substituídas por essas espécies generalistas. Isso ocorre porque as espécies especialistas passam a sofrer uma interrupção nos processos de recrutamento e manutenção de suas populações nestes fragmentos florestais. Como consequência, acontece a substituição do grupo de espécies generalista pelo grupo de especialistas, ocasionando em uma simplificação e homogeneização, em termos taxonômicos e funcionais, da biota original de um determinado local.

Este estudo pretende aumentar o entendimento de como a fragmentação e perda de habitat florestal afetam a manutenção e a persistência das árvores em uma paisagem hiper fragmentada na floresta Atlântica na região Nordeste do Brasil. Assim, a Tese está estruturada em dois capítulos:

Capítulo 1: “*Diferenciação biótica na assembleia de plântulas arbóreas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil*”. Este capítulo testou a hipótese que fragmentação e perda de habitat florestal possam ser responsáveis pela homogeneização da assembleia de plântulas de espécies lenhosas. Os principais objetivos deste estudo foram: (1) descrever e comparar a estrutura da assembleia de plântulas entre fragmentos florestais e floresta madura; (2) investigar a perda de componentes funcionais na assembleia de plântulas entre fragmentos florestais e floresta madura; e (3) identificar se o efeito do tipo de habitat e das variáveis ambientais correlaciona-se com a composição taxonômica e funcional da assembleia de plântulas. O manuscrito de mesmo título com a autoria de Almeida, W.R. & Tabarelli, M. será submetido ao periódico *Biotropica*.

Capítulo 2: “*Estrutura filogenética e funcional da assembleia de plântulas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil*”. Este capítulo teve como objetivo central avaliar a interação entre a convergência e divergência de características ecológicas e filogenéticas na montagem da assembleia de plântulas de espécies arbóreas em uma paisagem severamente fragmentada. Testamos as hipóteses que (1) as restrições ambientais decorrentes da perda e fragmentação de habitats geram convergência de atributos funcionais na assembleia de plântulas; (2) a competição gera divergência de atributos funcionais, (3) as espécies com traços fenotípicos semelhantes tendem a ser filogeneticamente aparentadas. O manuscrito deste capítulo com autoria de Almeida, W.R., Mendes, M.G.F. & Tabarelli, M. será submetido ao periódico *Journal of Vegetation Science*.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. IMPACTO DA MODIFICAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A FLORA DE FLORESTAS TROPICAIS

As modificações nas paisagens naturais são um dos principais fatores que conduzem à perda da biodiversidade global (DIRZO & RAVEN 2003). Essas modificações estão fortemente atreladas à ação antrópica, como, por exemplo, a substituição de áreas contínuas de florestas por áreas destinadas a atividades de agropecuária ou à construção de cidades (WRIGHT & MULLER-LANDAU 2006). Essa substituição transforma as grandes áreas florestais em um conjunto de unidades menores, as quais permanecem imersas em habitats não florestados (FAHRIG 2003). Tais processos levam a uma nova configuração de habitat: a redução da área da floresta conduz ao declínio no número de indivíduos e de espécies, tornando-as extremamente mais vulneráveis ao processo de extinção (TURNER 1996; TABARELLI et al. 2004). Além disso, o isolamento entre os fragmentos florestais ocasiona mudanças nas taxas de migração e dispersão das populações de plantas, levando a uma diminuição da variabilidade genética através de processos como: depressão endogâmica e redução do fluxo gênico, acarretando em um declínio populacional (CORDEIRO & HOWE 2001), aumentando, assim, o risco de extinção local e a diminuição da possibilidade de recolonização das espécies (HANSKI & GILPIN 1997).

O efeito mais evidente da fragmentação florestal é o aumento na quantidade de áreas de borda da floresta (LAURANCE 1997), modificando completamente as características abióticas (p. ex., aumento da temperatura e da turbulência dos ventos e redução da umidade) nas porções dos fragmentos mais próximas a essa borda (MURCIA 1995; LAURANCE et al. 2002). Essas alterações ocasionam mudanças na estrutura da comunidade de árvores devido a

elevadas taxas de mortalidade, resultantes principalmente do aumento da turbulência de ventos e do estresse fisiológico decorrente das novas condições do ambiente (FERREIRA & LAURANCE 1997). Dessa forma, com o passar do tempo, os fragmentos florestais tendem a perder biomassa e estratos vertical (LAURANCE et al. 2000; LAURANCE 2001; OLIVEIRA et al. 2004). Em áreas de bordas de fragmentos florestais também é possível verificar uma alta mortalidade de plântulas em decorrência do aumento da quantidade de serrapilheira e dos danos físicos sobre as plântulas (NIGEL et al. 2000). Também ocorre nesses locais uma diminuição de nichos favoráveis à germinação das espécies tolerantes à sombra (SIZER & TANNER 1999; BRUNA 1999; LAURANCE et al. 2002; TABARELLI et al. 2004), além de, nessas áreas, ocorrer uma maior proliferação de espécies de plantas pioneiras (TABARELLI et al. 2010). De fato, estas evidências foram observadas recentemente em uma área de floresta Atlântica no nordeste do Brasil, composta por fragmentos bastante antigos e isolados, no mínimo, há 60 anos. Estudos realizados nesta paisagem mostraram que os fragmentos são dominados por uma assembleia de espécies de árvores pioneiras (OLIVEIRA et al. 2004; GRILLO 2005).

O efeito de borda também provoca alterações no comportamento das espécies de animais e/ou entre as interações interespecíficas, resultando em modificações nos padrões de dispersão, polinização, predação, parasitismo e herbivoria (WIRTH et al. 2008; ALMEIDA et al. 2008) e ocasionando profundas alterações na dinâmica florestal (MURCIA 1995; LAURANCE et al. 2002; FISCHER & LINDENMAYER 2007). Por exemplo, a fragmentação florestal pode afetar a diversidade de polinizadores nas áreas de borda e interior de floresta ou em pequenos fragmentos, sendo que os polinizadores especialistas são os mais afetados por serem mais vulneráveis às novas condições de habitat (GHAZOUL 2004; GIRÃO et al. 2007). Deste modo, as espécies vegetais que dependem dos serviços desses polinizadores têm seu sucesso reprodutivo prejudicado. Já as espécies vegetais que dependem

dos polinizadores generalistas, seriam menos afetadas, garantindo um alto fluxo de pólen entre os fragmentos florestais (SIMBERLOFF 1988; DICK 2001). Além disso, a fragmentação também altera o comportamento de forrageamento de alguns polinizadores, aumentando o tempo de visita em um mesmo indivíduo ou flor que, por consequência, aumenta o nível de autopolinização e reduz a produção de sementes em espécies auto incompatíveis (AIZEN & FEINSINGER 1994; CASCANTE et al. 2002; FUNCHS et al. 2003). Desta forma, a fragmentação de habitat altera a dinâmica do fluxo de pólen, implicando em um menor sucesso reprodutivo das espécies e diminuindo a produção de frutos e sementes.

A ausência de animais frugívoros de médio e grande porte nos fragmentos também pode interferir no desempenho das árvores, prejudicando principalmente aquelas espécies que possuem grandes sementes e que necessitam desses frugívoros para realizar os serviços de dispersão, tornando-as mais vulneráveis ao colapso demográfico (CORDEIRO & HOWE 2001; MELO et al. 2006; TERBORGH & NUÑEZ-ITURRI 2006). SILVA & TABARELLI (2000) estimaram que aproximadamente 34% da flora da floresta Atlântica nordestina pode se extinguir regionalmente, principalmente em consequência da interrupção dos processos de dispersão de seus diásporos. Os referidos autores ainda sugerem que a floresta pode vir a ser dominada por espécies de plantas dispersas por mecanismos abióticos e por pequenos vertebrados frugívoros, em ambos os casos, espécies menos vulneráveis aos efeitos da fragmentação e perda de habitat florestal. De fato, MELO et al. (2006) verificaram uma menor frequência de grandes sementes em áreas de borda de um grande fragmento, o que poderia sugerir a ausência de dispersores nesses locais. Isto reflete em um menor estabelecimento de plântulas com grandes sementes em áreas de borda e em pequenos fragmentos quando comparados a áreas de interior de floresta (MELO et al. 2007). Outro problema advindo da ausência de dispersores é a agregação de sementes próximas a plantas

mãe, resultando em uma maior suscetibilidade aos fatores denso-dependentes, como competição, predação e herbivoria (JANZEN 1970; DENSLOW et al. 1991). Além disso, o relaxamento das forças de controle descendentes (predador-presa) resulta na liberação ecológica de herbívoros e predadores de sementes, causada pela extinção de seus inimigos naturais (BENITEZ-MALVIDO 1998; BRUNA 1999; ALMEIDA et al. 2008).

Diante do exposto, não seria surpreendente se, com o passar dos anos, a biota em fragmentos seja composta por uma pequena fração das espécies originais do sistema que se beneficiaram dos distúrbios antrópicos. Com isso, há uma tendência da composição taxonômica e funcional convergir para uma maior simplificação biótica em paisagens fragmentas (SANTOS et al. 2010), contribuindo para o aumento da homogeneização florística, ou seja, redução de β -diversidade (MCKINNEY & LOCKWOOD 1999). Em outras palavras, distúrbios, tais como o desmatamento e a fragmentação da floresta, pode implicar em uma homogeneização biótica nas assembleias em paisagens modificadas (LÔBO et al. 2011; TABARELLI et al. 2012).

2.2. HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA

MCKINNEY & LOCKWOOD (1999) definiram a homogeneização biótica como a substituição de biotas locais por espécies não nativas. Essa definição foi ampliada para o processo ecológico pelo qual biotas diferentes tornam-se mais similares em termos taxonômico, funcional ou genético, independente se estas espécies são exóticas ou nativas (OLDEN et al. 2004). A homogeneização taxonômica ocorre com o aumento de similaridade taxonômica de duas ou mais biotas em um intervalo de tempo (OLDEN & ROONEY 2006). Já a homogeneização funcional ocorre com o aumento da similaridade funcional de biotas ao longo o tempo, em função do estabelecimento de espécies com papéis similares no

ecossistema (OLDEN 2006). E a homogeneização genética reduz a variabilidade genética de uma população em certa região (OLDEN et al. 2004).

A homogeneização ocorre por diversos mecanismos e dentre eles estão a destruição de habitats, invasões e extinções de espécies (OLDEN et al. 2004). Evidências apontam que a fragmentação florestal leva a mudanças na estrutura, e na composição funcional e taxonômica das assembleias de árvores, com perdas não aleatórias de grupos ecológicos e a dominância de outros grupos (SANTOS et al. 2008). Recentemente, alguns estudos realizados em uma paisagem severamente fragmentada sugeriram níveis alarmantes de empobrecimento e de perda não aleatória de grupos ecológicos com estratégias distintas de reprodução. Por exemplo, SANTOS et al. (2008) demonstraram que a composição dessas florestas tende a convergir para a um paisagem mais homogênea, tanto taxonomicamente quanto em termos de grupos funcionais. OLIVEIRA et al. (2008) mostraram o colapso estrutural da comunidade de árvores com o desaparecimento das grandes árvores em fragmentos pequenos, principalmente das espécies do estrato emergente. Por fim, GIRÃO et al. (2007) apontaram a redução de atributos ecológicos especializados de polinização para a flora arbórea, com a redução no número de espécies polinizadas por morcegos, aves, mamíferos e esfingídeos, e a dominância de espécies de plantas polinizadas por animais generalistas. TABARELLI et al. (2010) relataram que várias paisagens fragmentadas de florestais neotropicais (incluindo as Florestas Amazônica e Atlântica) têm experimentado uma hiper-proliferação de espécies pioneiras nativas que promovem um colapso da flora tolerantes à sombra/crescimento lento, resultando um caso de substituição de espécies “perdedoras” por algumas espécies “vencedoras”. Dessa forma, as espécies “perdedoras” sofrem uma interrupção nos processos de recrutamento e manutenção de suas populações em fragmentos florestais, podendo acarretar em uma quebra, também, na formação dos estágios de juvenil e de adultos (HOBBS & YATES 2003).

2.3. RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS

O recrutamento de plântulas compreende as fases que vão desde a germinação até o estabelecimento das mesmas (GRUBB 1977; MULLIGAN & KIRKMAN 2002). A germinação pode ser definida como uma série de eventos fisiológicos e genéticos que resultam na transformação do embrião em uma plântula. Entretanto para que essa transformação ocorra, é necessário que haja substrato, disponibilidade de água, temperatura e luz adequadas (MAYER & POLJAKOFF-MAYBER 1989). A maioria das sementes de espécies florestais germina em condições ambientais favoráveis e, quando a germinação não ocorre, estas sementes são consideradas dormentes (BIANCHETTI 1981).

O conceito de plântulas não é bem definido na literatura. Para os fisiologistas vegetais, enquanto houver dependência das reservas dos cotilédones, o indivíduo será considerado uma plântula (FENNER 1987). Já para os ecólogos, o reconhecimento se baseia na altura do indivíduo, usualmente com até 50 cm de altura, pois poderiam representar a fase mais vulnerável da vida de uma árvore e já contribui para a estrutura das assembleias arbórea (SWAINE 1996). A identificação da plântula em famílias, gêneros e até mesmo espécies podem ser feita através das características morfológicas das plantas (RODERJAN 1983). As características morfológicas da semente, do embrião e do indivíduo adulto, também, podem fornecer importantes indícios para a identificação das espécies (TOLEDO & MARCOS-FILHO 1977). Em geral, as plântulas podem ser classificadas em relação à posição dos cotilédones ao nível do solo após a germinação. A germinação é denominada de epígea, quando os cotilédones se elevam acima do nível do solo, e hipógea, quando permanecem enterrados até o final do processo de formação da plântula (CARVALHO & NAKAGAWA 1988; OLIVEIRA 1993). As plântulas, ainda podem ser classificadas conforme a liberação dos cotilédones do tegumento da semente, em dois grupos: (1) plântulas fanerocotiledonares,

quando os cotilédones saem por completo do tegumento, e (2) plântulas criptocotiledonares, quando os cotilédones permanecem envolvidos pelo tegumento (DUCKE 1965). A partir de estudos de germinação de sementes pode-se, ainda, obter informações sobre estabelecimento de plântulas e fase da sucessão ecológica (KUNIYOSHI 1983).

O sucesso no estabelecimento das plântulas dependeria principalmente de dois fatores: (i) da limitação de locais seguros, determinados por fatores que podem ser tanto bióticos (competição, predação) quanto abióticos (níveis de luz, química do solo; TURNBULL et al. 2000) e (ii) da limitação na dispersão, determinada pela heterogeneidade espacial, resultado de uma combinação de modificações no padrão espaço-temporal das condições ambientais, por exemplo, a ação dos agentes de dispersão (primária e secundária), a agregação e a densidade das sementes. Como consequência das limitações, há um comprometimento da produção, da dispersão e pós-dispersão, da chuva de sementes, do banco de sementes no solo, da germinação, por conseguinte, da sobrevivência, do crescimento, do padrão espacial das plântulas e dos adultos, bem como da eficiência e do comportamento dos polinizadores (FEINSINGER et al. 1986, 1991; NATHAN & MULLER-LANDAU 2000). Vários estudos sugerem que as modificações atreladas à ação antrópica poderiam, simultaneamente aos fatores citados acima, modificar todas estas características do recrutamento, e alterar o comportamento de forrageamento dos polinizadores e dispersores (CORDEIRO & HOWE 2003). Por exemplo, WAGENIUS et al. (2011) demonstraram a diminuição do recrutamento de plântulas foi devido à limitação de semente e de locais seguros para o estabelecimento. BRUNA (2002) demonstrou que os efeitos abióticos da fragmentação podem reduzir o recrutamento de plantas, interrompendo as interações planta-animal e conduzindo para uma perda de biodiversidade em florestas tropicais. Adicionalmente, BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS (2003) demonstraram que quanto maior a intensidade do efeito borda em um fragmento, menor é a taxa de recrutamento de plântulas de espécies arbóreas. Portanto,

a fragmentação florestal afeta negativamente o recrutamento de plântulas, que por sua vez, afeta o desenvolvimento de etapas posteriores dos estágios de vida, comprometendo a persistência e a manutenção diversidade nos ecossistemas (WRIGHT 2002; LEVINE & MURRELL 2003).

2.4. REGRAS DE MONTAGEM

Um dos principais objetivos da Ecologia é esclarecer os processos responsáveis pela estrutura e composição das assembleias de espécies (WEIHER & KEDDY 1999). DIAMOND (1975), em um estudo clássico no arquipélago de Nova Guiné, observou que diversas espécies de aves dificilmente ocorriam juntas em uma mesma ilha, ele conclui que o esse fato deveria ser consequência da exclusão competitiva. Assim, para prever como a competição pode levar a padrões não aleatórios de co-ocorrência de espécies, ele definiu as regras de montagem (DIAMOND, 1975). De modo geral, regras de montagem podem ser definidas como qualquer processo ecológico que atua sobre o banco regional de espécies determinando a estrutura e a composição local de espécies e, portanto, definindo os padrões das assembleias no espaço e no tempo (KEDDY 1992, HOLDAWAY & SPARROW 2006).

Nos últimos anos, os filtros ambientais e a similaridade limitante são considerados os principais responsáveis pela estruturação das assembleias ecológicas (WEIHER & KEDDY 1999, WEBB et al. 2002). Os filtros ambientais atuam selecionando espécies com características similares. Por outro lado, a similaridade limitante atua permitindo a co-ocorrência entre espécies com características distintas entre si (FUNK et al. 2008). Como consequência desses dois processos opostos é que as comunidades locais podem apresentar tanto traços convergentes e divergentes como padrão de montagem (PILLAR et al. 2009). Neste sentido, a definição das características funcionais é de grande valor, sendo realizada

através de seus efeitos sobre crescimento, reprodução e sobrevivência (VIOLLE et al. 2007). Desde que possuam uma resposta similar às variações de fatores ambientais, as espécies podem pertencer a um grupo ou tipo funcional (DÍAZ & CABIDO 1997).

Espécies aparentadas compartilham características devido ao ancestral comum, levando-as a explorarem e se estabelecerem em ambientes similares (HARVEY & PAGEL 1991). Essa similaridade é chamada de efeito ou sinal filogenético (BLOMBERG & GARLAND 2002). O sinal filogenético possibilita inferir o padrão evolutivo de determinado atributo, e também detectar o quanto desta variação de atributo é devida a uma similaridade filogenética. A presença de sinal filogenético ao nível de espécies é o primeiro passo para confirmar a existência de uma conservação filogenética de nicho (PILLAR & DUARTE 2010).

De maneira geral, existe uma tendência das espécies de plantas manterem as características ecológicas dos seus ancestrais, o que se denomina conservação filogenética de nicho (PRINZING 2001). Contudo, também pode que espécies menos aparentadas sejam ecologicamente mais similares que espécies filogeneticamente próximas, o que se demonstra convergência evolutiva de características ecológicas (CAVENDER-BARES et al. 2004). Dessa forma, espera-se que a estrutura filogenética de uma comunidade seja gerada por um balanço entre conservação filogenética e convergência de nicho atuando sobre os atributos ecológicos das espécies.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aizen, M. A. & Feinsinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, v. 75, p. 330-351.
- Almeida, W. R.; Wirth, R. & Leal, I. R. 2008. Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic forest. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 129, p. 251-257.
- Benitez-Malvido, J. & Martínez-Ramos, M. 2003. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. **Biotropica**, v. 35, p. 530-541.
- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, p. 380-389.
- Bianchetti, A. 1981. Tecnologia de sementes de essências florestais. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 3, p. 27-46.
- Blomberg, S.P. & Garland, T.Jr. 2002. Tempo and mode in evolution: phylogenetic inertia, adaptation and comparative methods. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 15, p. 899–910.
- Bruna, E. M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. **Nature**, v. 402, p. 139.
- Bruna, E. M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. **Oecologia**, v. 132, p. 235-243.
- Carvalho, N. M. & Nakagava, J. 1988. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 3^{ed.} Campinas: Fundação Cargil. 424p.
- Cascante, A.; Quesada, M.; Lobo, J. J. & Fuchs, E. A. 2002. Effects of dry forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. **Conservation Biology**, v. 16, p. 137-147.

- Cavender-Bares, J., Ackerly, D. D., Baum, D. A. & Bazzaz, F. A. 2004. Phylogenetic overdispersion in floridian oak communities. **The American Naturalist**, v. 163, p. 823-843.
- Cordeiro, N. J. & Howe, H. F. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals on African forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1733-1741.
- Cordeiro, N. J., & Howe, H. F. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, p. 14052-14056
- Denslow, J. S., Newell, E. & Ellison, A. M. 1991. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. **Biotropica**, v. 23, p. 225-234.
- Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities. In: Diamond, J. M. & Cody, M. L. (Eds.). **Ecology and evolution of communities**. Harvard University Press, Cambridge, MA, US, pp. 342-44.
- Díaz, S. & Cabido, M. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relations to global change: a multiscale approach. **Journal Vegetation Science**, v.8 p. 463-474.
- Dick, C. W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical tree by an alien pollinator. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 268, p. 2391-2396.
- Dirzo, R. & Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, p. 137-67.
- Duke, J. A. 1965. Keys for the identification of seedlings of some preeminent wood species in eight forest types in Puerto Rico. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 52, p. 314-350.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematic**, v. 34, p. 487-515.

- Feinsinger, P., Murray, K. G., Kinsman, S. & Busby, W. H. 1986. Floral neighborhood and pollination success in four hummingbird-pollinated cloud forest plant species. **Ecology**, v. 67, p. 449-464.
- Feinsinger, P., Tiebout, H. M. & Young, B. E. 1991. Do tropical bird-pollinated plants exhibit density-dependent interactions? Field experiments. **Ecology**, v. 72, p. 1953-1963.
- Fenner, M. 1987. Seedlings. **New Phytologist**, v. 106, p. 35-47.
- Ferreira, L. & Laurance, W. F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 3, p. 797-801.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265-280.
- Fuchs, E. J., Lobo, J. A. & Quesada, M. 2003. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. **Conservation Biology**, v. 17, p. 149-157.
- Funk, J. L., Cleland, E. E.; Suding, K. N. & Zavaleta, E. S. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, p. 695-703.
- Ghazoul, J. 2004. Alien abduction: disruption of native plant-pollinator interactions by invasive species. **Biotropica**, v. 36, p. 156-164.
- Girão, L. C., Lopes, A. V., Tabarelli, M. & Bruna, E. M. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PLoS One**, e908.
- Grillo, A. S. 2005. As implicações da fragmentação e da perda de habitats sobre a assembleia de árvores na floresta Atlântica ao norte do São Francisco. **Tese de Doutorado**, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.

- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, v. 52, p. 107-145.
- Hanski, I. & Gilpin, M. E. 1997. **Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution**. Academic Press, San Diego.
- Harvey, P. H. & Pagel, M. D. 1991. **The comparative method in evolutionary biology**. Oxford University Press, Oxford.
- Hobbs, R. J. & Yates, C. J. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalizing the idiosyncratic. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 471-488.
- Holdaway, R. J. & Sparrow, A. D. 2006. Assembly rules operating along a primary riverbed-grassland successional sequence. **Journal of Ecology**, v. 94, p. 1092-1102.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. **American Naturalist**, v. 104, p. 501-528.
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 157-164.
- Kuniyoshi, Y. S. 1983. Morfologia da semente e da germinação de 25 espécies arbóreas de uma floresta com Araucária. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal do Paraná, Brasil.
- Laurance, W. F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W. F. & Bierregaard Jr., R. O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, pp. 71-83.
- Laurance, W. F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: Bierregaard Jr., R. O., Gascon, C., Lovejoy, T. E & Mesquita,

- R. C. G. (Eds.). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University Press, New Haven, pp. 158-167.
- Laurance, W. F., Delamonica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L. & Lovejoy, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard Jr., R. O., Laurance, S. G. & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A. C., Fearnside, F., Ribeiro, J. E. L. S. & Capretz, R. L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, p. 469-482.
- Levine, J. M. & Murrell, D. J. 2003. The community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 549-574.
- Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P. L., Santos, A. M. M. & Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distribution**, v. 17, p. 287-296.
- Mayer, A. M. & Poljakoff-Mayber, A. 1989. **The germination of seeds**. London: Pergamon Press.
- McKinney, M. L. & Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Tree**, v. 14, p. 450-453.
- Melo, F. P. L., Dirzo, R. & Tabarelli, M. 2006. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 132, p. 50-60.
- Melo, F. P. L., Lemire, D. & Tabarelli, M. 2007. Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. **Ecoscience**, v. 14, p. 124-129.

- Mulligan, M. K., & Kirkman, L. K. 2002. Burning influences on wiregrass (*Aristida beyrichiana*) restoration plantings: natural seedling recruitment and survival. **Restoration Ecology**, v. 10, p. 334-339.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62.
- Nathan, R. & Muller-Landau, H. C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, p. 278-285.
- Nigel, C. S., Tanner, E. V. J. & Ferraz, I. D. K. 2000. Edges effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 853-863.
- Olden, J. D. & Rooney, T. P. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 113-120.
- Olden, J. D. 2006. Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 2027-2039.
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E. & Fausch, K. D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, p. 18-24.
- Oliveira, E. C. 1993. Morfologia de plântulas florestais. In: Aguiar, I. B., Piña-Rodrigues, F. C. M. & Figliolia, M. B. (Orgs.). **Sementes florestais tropicais**. Brasília: Abrates, p.175-214.
- Oliveira, M. A., Grillo, A. S. & Tabarelli, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, p. 389-394.

- Oliveira, M. A.; Santos, A. M. M. & Tabarelli, M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910-1917.
- Pillar, V. D. & Duarte, L. D. S. 2010. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. **Ecology Letters**, v. 13, p. 587-596.
- Pillar, V. D., Duarte, L. D. S., Sosinski, E. E. & Joner, F. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 334-348.
- Prinzing, A., Durka, W., Klotz, S. & Brandl, R. 2001. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. **Proceedings: Biological Sciences**, v. 268, p. 2383-2389.
- Roderjan, C. V. 1983. Morfologia do estágio juvenil de 24 espécies arbóreas de uma floresta com araucária. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal do Paraná, Brasil.
- Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C.E. & Tabarelli, M. 2010. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. **Plos One**, v. 5: p. e12625.
- Santos, B. A., Peres, C. A., Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P. & Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249-260.
- Silva, J. M. C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74.
- Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.19, p. 473-511
- Sizer, N. & Tanner, E. V. J. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, p. 135-142.

- Souza, L. A. G., Varela, V. P. & Batalha, L. F. P. 1994. Tratamentos pré-germinativos em sementes florestais da Amazônia: VI – Muirajuba *Apuleia leiocarpa* (Vog.) Macbride var. *molaris* Spr. ex Benth. (Leguminosae). **Acta Amazônica**, v. 24, p. 81-90.
- Swaine, M. D. 1996. **The ecology of tropical forest tree seedlings**. The Parthenon Publishing Group, Paris, France.
- Tabarelli, M., A. V. Aguiar, L. C. Girao, C. A. Peres, & a. v. Lopes. 2010. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biological**. v.24, p. 1654–1663.
- Tabarelli, M., Peres, C. A. & Melo, F. P. L. 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136-140.
- Tabarelli, M., Silva, J. M. C. & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13. p. 1419-1425.
- Terborgh, J. & Nuñez-Iturri, G. 2006. Dispersal-free tropical forests await an unhappy fate. In: Laurance, W. F. & Peres, C. A. (Eds.). **Emerging threats to tropical forests**. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 241-252.
- Toledo, F. F. & Marcos-Filho, J. 1977. **Manual de sementes: tecnologia da produção**. Ed. Agronômica Ceres, São Paulo. 224p.
- Turnbull, L. A., Crawley, M. J. & Rees, M. 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. **Oikos**, v. 88, p. 225-238.
- Turner, I. M. & Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 330-333.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892.

- Wagenius, S., Dykstra, A. B., Ridley, C. E. & Shaw, R. G. 2011. Seedling recruitment in the long-lived perennial, *Echinacea angustifolia*: a 10 year experiment. **Restoration Ecology**, v. 20, p. 352-359.
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A. & Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 475-505.
- Weiher, E. & Keddy, P. A. 1999. **Ecological Assembly Rules – Perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wirth, R., Meyer S. T., Leal, I. R. & Tabarelli. M. 2008. Plant–herbivore interactions at the forest edge. **Progress in Botany**, v. 69, p. 423-448.
- WRIGHT, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v.130, p. 1–14.
- Wright, S. J. & Muller-Landau, H. C. 2006. The future of tropical forest species. **Biotropica**, v. 38, p. 287-301.

4. MANUSCRITOS

4.1 CAPÍTULO 1. Diferenciação biótica na assembleia de plântulas arbóreas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil

(Manuscrito a ser submetido ao periódico *BIOTROPICA*)

Diferenciação biótica na assembleia de plântulas arbóreas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil

Wanessa Rejane de Almeida¹ & Marcelo Tabarelli^{2*}

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Moraes Rego, s/n, Cidade Universitária, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 50670-380.

² Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Moraes Rego, s/n, Cidade Universitária, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 50.670-901.

*Corresponding author; e-mail: mtrelli@ufpe.br

ABSTRACT

The Atlantic forest of northeastern of Brazil has experienced a long and severe history of human disturbance. Such changes cause a reduction in the recruitment of seedlings with important consequences to the structure and composition of plant communities and jeopardizes the future and the maintain diversity. In this context, the hypothesis tested in this study is that the effects of forest fragmentation are responsible for the homogenization of the assembly of seedlings. The study was conducted on a stretch of Atlantic forest in the northeast region of Brazil, where it was performed an inventory of seedlings in 20 plots of 4 x 4 m, in ten forest fragments and ten areas of mature forest. In total, 2,494 individuals belonging to 110 species, 70 genera and 35 families were collected. The density of seedlings is not different between habitats and there was a high rate of growth at the end of accumulation curves of seedlings. There was also changes in the functional components and in the pattern density as richness species, resulting a greater proliferation of seedlings of pioneer species. When the taxonomic and functional composition were compared between forest fragments, the results demonstrated that assemblies of seedlings have greater taxonomic similarity and functional similarity. This study suggests that forest fragments had a high recruitment of pioneer species, contributing to the functional biotic homogenization and differentiation of local flora. In the long term, these impacts can compromise the resilience to environmental perturbations, because the high functional similarity between sessions can dampen or eliminate potential colonization by species with the necessary traits already extirpated locally.

RESUMO

A floresta Atlântica do Nordeste do Brasil tem experimentado um longo e severo histórico de perturbação antrópica. Tais alterações promovem uma redução no recrutamento de plântulas com consequências importantes para a estrutura e composição das comunidades vegetais comprometendo a persistência e a manutenção da diversidade. Nesse contexto, a hipótese testada neste estudo é que a fragmentação e a perda de habitat florestal sejam responsáveis pela homogeneização da assembleia de plântulas de espécies lenhosas. O estudo foi desenvolvido em um trecho de floresta Atlântica localizada na região nordeste do Brasil, no qual foi realizado um inventário de plântulas em parcelas de 4 x 4 m, em dez fragmentos florestais e dez áreas de floresta madura. Ao total foram coletados 2.494 indivíduos, distribuídos em 110 espécies, 70 gêneros e 35 famílias. A densidade de plântulas não foi alterada entre os habitats e houve uma alta taxa de incremento ao final das curvas de acumulação de plântulas. Houve também alterações nas proporções dos componentes funcionais e nos padrões de densidade como nos de riqueza de espécies, resultando uma maior proliferação de plântulas de espécies pioneiras. Quando a composição taxonômica e funcional foram comparadas entre os fragmentos florestais, os resultados demonstraram que assembleias de plântulas apresentam menor similaridade taxonômica e maior similaridade funcional. Este estudo sugere que os fragmentos florestais apresentaram um alto recrutamento de espécies pioneiras, contribuindo para a homogeneização funcional e a diferenciação biótica da flora local. Em longo prazo, esses impactos podem comprometer a capacidade de resistência às perturbações ambientais, pois a elevada similaridade funcional entre as assembleias pode amortecer ou eliminar o potencial de colonização por espécies com os traços necessários já extirpados localmente.

Key words: forest fragmentation, functional composition, homogenization biotic, pioneer species, seedling assemblage

A BIODIVERSIDADE GLOBAL ESTÁ MUDANDO A UMA VELOCIDADE SEM PRECEDENTES (Pimm *et al.* 1995). Estima-se que até 2100 o maior responsável por mudanças sobre a biodiversidade das florestas tropicais será o uso da terra, principalmente por causa do seu efeito devastador sobre a disponibilidade de habitat e a consequente extinção de espécies (Sala *et al.* 2000). Apenas entre os anos de 2000 e 2005, as florestas tropicais úmidas perderam aproximadamente 27 milhões de hectares de sua área total (Sala *et al.* 2000). O Brasil responde exclusivamente por 47,8 % de todo o desmatamento da floresta tropical úmida (Hansen *et al.* 2008). Estas perturbações têm causado mudanças generalizadas na distribuição global da biota, de tal modo, que vêm promovendo um rearranjo não aleatório na distribuição das espécies, onde algumas tendem a diminuir sua representatividade, as chamadas “perdedoras”, enquanto outras, as “vencedoras”, têm se beneficiado ao longo desse processo (McKinney & Lockwood 1999). Esta substituição entre espécies vencedoras por perdedoras seria provocada pela invasão de espécies não nativas na biota local e provocaria o aumento da similaridade taxonômica entre as comunidades, sendo esse processo definido resumidamente como Homogeneização Biótica (abreviadamente HB; veja McKinney & Lockwood 1999). Essa definição foi expandida para aumento na similaridade em mais dois níveis de organização: genético e funcional (Olden *et al.* 2004).

A HB pode surgir através de vários mecanismos ecológicos, dentre eles estão invasões, extinções e destruição de habitats (Olden *et al.* 2004). Originalmente a HB foi vista como a perda preferencialmente de espécies nativas por espécies não nativas (Lockwood *et al.* 2000). Por exemplo, foi verificada uma homogeneização taxonômica em plantas da América do Norte devido às atividades antrópicas e também pela adição de espécies não nativas (McKinney 2004). No entanto, recentemente, houve uma mudança no conceito original de HB e passou-se a incluir a substituição de espécies nativas ganhadoras por espécies nativas perdedoras como promovedoras de HB. Por exemplo, foi verificada a ocorrência de uma ampla

substituição das espécies de plantas arbóreas tolerantes à sombra e de crescimento lento (perdedoras) por espécies pioneiras (vencedoras) em diversas paisagens fragmentadas de florestas neotropicais (Tabarelli *et al.* 2010). É importante deixar claro que, neste caso, a substituição de vencedores por perdedores é mediada por espécies nativas (Tabarelli *et al.* 2012), impulsionada por uma hiper-proliferação de algumas espécies *r*-estrategistas nativas (Tabarelli *et al.* 2012).

A proliferação de espécies vencedoras nativas em fragmentos florestais pode ter efeitos prejudiciais à persistência das espécies. Este é o caso da floresta Atlântica do Nordeste do Brasil que tem experimentado um longo e severo histórico de perturbação antrópica, com sua assembleia de árvores tendendo a se tornar cada vez mais homogênea (Santos *et al.* 2008, Tabarelli *et al.* 2010). Na paisagem em questão, estudos com plantas lenhosas adultas vêm indicando que a fragmentação do habitat pode conduzir os fragmentos florestais a uma sucessão retrogressiva (*sensu* Tabarelli *et al.* 2008; Santos *et al.* 2008). Assim, a fragmentação vem causando um retrocesso na trajetória das comunidades com perdas não aleatórias de grupos funcionais, como espécies de árvores de grande porte, principalmente as do estrato emergente (Oliveira *et al.* 2008), de sub-bosque e as tolerantes à sombra (Tabarelli *et al.* 1999), de grande sementes (Melo *et al.* 2006), como também, uma redução no número de espécies com flores grandes polinizadas por morcegos, aves, mamíferos e esfingídeos (Girão *et al.* 2007, Lopes *et al.* 2009). Tais mudanças, por sua vez, vêm afetando os principais processos ecológicos que participam da regeneração florestal, como por exemplo, a polinização, a produção e a dispersão de sementes, a sobrevivência das sementes pós-dispersão e o estabelecimento e crescimento de plântulas (Schupp & Fuentes 1995, Cordeiro & Howe 2001, Hobbs & Yates 2003, Howe & Miriti 2004, Lindenmayer & Fischer 2006). Portanto, estas mudanças promovem uma redução no recrutamento de plântulas, que é um fator chave na dinâmica populacional de muitas espécies de plantas; com consequências

importantes para a estrutura e composição das comunidades vegetais e que pode comprometer a persistência e a manutenção da diversidade (Benitez-Malvido *et al.* 1999, Wright 2002).

Nesse contexto, a hipótese testada neste estudo é que a fragmentação e a perda de habitat florestal sejam responsáveis pela homogeneização da assembleia de plântulas de espécies lenhosas. A homogeneização já pode ser percebida na assembleia de adultos, uma vez que já foi registrado a proliferação de espécies pioneiras nativas (Santos *et al.* 2010, Tabarelli *et al.* 2010, Lôbo *et al.* 2011). Essa proliferação dos adultos também deve ocorrer nas plântulas deste grupo funcional. Se esta hipótese for verdadeira, é esperada uma convergência, tanto taxonômica e quanto em termos de grupos funcionais, da composição da assembleia de plântulas, fazendo com que a biota presente seja composta por um conjunto restrito de espécies que conseguirá perpetuar suas populações nas novas condições ambientais. Assim, os principais objetivos desse estudo foram: (1) descrever e comparar a estrutura da assembleia de plântulas entre fragmentos florestais e floresta madura; (2) investigar a perda funcional na assembleia de plântulas entre fragmentos florestais e floresta madura (estratégia de regeneração, estratificação da floresta, modo de dispersão e tamanho da semente); e (3) identificar se o efeito do tipo de habitat e das variáveis ambientais correlaciona-se com a composição taxonômica e funcional da assembleia de plântulas.

MÉTODOS

Área de Estudo.— O estudo foi desenvolvido em um trecho de floresta Atlântica localizada na região Nordeste do Brasil, denominada de Centro de Endemismo Pernambuco, o qual compreende todas as áreas de florestas localizadas ao norte do rio São Francisco, desde o estado de Alagoas até o Rio Grande do Norte. A região apresenta altitudes que variam entre 300 e 400 m (acima do nível do mar). O clima da região é classificado como tropical quente e

úmido, com a temperatura variando entre 22 e 24°C. A precipitação média anual é de aproximadamente 2.000 mm, com cinco meses de estação seca (setembro a janeiro). Os solos predominantes na paisagem, são dos tipos latossolo e podzólico (IBGE 1985) e, de acordo com Veloso *et al.* (1991), dois tipos de fisionomia vegetal ocorrem na região: a floresta ombrófila e a floresta estacional semidecidual. Mais especificamente, os experimentos foram conduzidos nos fragmentos florestais pertencentes à Usina Serra Grande (8°30' S, 35°50' O; Fig. 1), localizados entre os municípios de São José da Laje e Ibataguara, ambos localizados ao norte do estado de Alagoas. Nesta região, o cultivo da monocultura de cana-de-açúcar data desde o século XIX. A Usina Serra Grande possui uma paisagem formada por aproximadamente 9.000 ha de florestas, distribuídas em um total de 109 remanescentes, todos circundados por uma matriz de cana-de-açúcar, com tamanhos variando desde 1,67 até 3.500 ha (Santos *et al.* 2008). Todos esses fragmentos são protegidos contra o fogo e o corte de madeira, com o intuito de se conservar as nascentes de água presentes no local (Santos *et al.* 2008). Por fim, nesta paisagem encontra-se o maior fragmento do Nordeste do Brasil, localmente conhecido por Coimbra. Este remanescente possui aproximadamente 3.500 ha e retém a flora típica de áreas não perturbadas, como representantes das famílias vegetais Fabaceae, Lauraceae, Sapotaceae, Chrysobalanaceae e Lecythidaceae (Oliveira *et al.* 2004, Tabarelli *et al.* 2006).

Seleção dos Fragmentos e Inventário das Plântulas.— Foram escolhidos dois tipos de habitats: fragmentos florestais (FF) e floresta madura (FM). Foram selecionados dez FF menores que 100 ha, uma vez que estes representam a classe de tamanho de fragmentos mais comuns da floresta Atlântica brasileira (Ribeiro *et al.* 2009). Para a FM, foram selecionadas dez localidades no interior do maior e mais conservado fragmento da paisagem (3.500 ha), todas obedecendo aos seguintes critérios: áreas apresentando características de floresta

madura sem a influência de clareiras naturais ou artificiais, distantes, no mínimo, 200 metros de qualquer área de borda, evitando, assim, seus efeitos e com no mínimo 200 metros de distância entre si.

Aqui consideramos plântulas indivíduos com altura entre 10 e 50 cm, por ser uma medida usual em ecologia de comunidades, por exemplo, em Gerwing (2004), Russell-Smith & Setterfield (2006), Santos *et al.*, (2006), Simonetti *et al.* (2007), Pereira & Ganade (2008), Paine *et al.* (2009) e Meyer *et al.* (2011). O inventário das plântulas foi realizado em 20 parcelas, sendo dez nos FF e dez na FM. Cada parcela mediram 4 x 4 m, totalizando 320 m² de área amostrada. Nessas parcelas, todos os indivíduos de plântulas de espécies arbóreas foram coletados e processados de acordo com a metodologia usual em estudos botânicos (Mori *et al.* 1985). A nomenclatura dos nomes científicos foi conferida utilizando as bases de dados *Plantminer* (Carvalho *et al.* 2010), ferramenta que classifica as espécies seguindo o sistema de classificação APG III (2009), consultando eletronicamente os principais bancos de dados taxonômicos de plantas existentes (ex: *World Checklist of Selected Plant Families - WCSP*, *Tropics* e *The International Plant Names Index – IPNI*).

Composição Funcional.— As espécies ou gêneros foram classificados segundo sua estratégia de regeneração, em pioneiras e tolerantes à sombra (*sensu* Hartshorn 1978, Swaine & Whitmore 1988). Com relação ao tamanho das sementes, foram separadas em sementes pequenas (< 15 mm) e grandes (\geq 15 mm, Tabarelli & Peres 2002, Oliveira *et al.* 2004). Com relação à estratificação vertical da floresta as espécies foram categorizadas como: sub-bosque, de dossel e emergentes (*sensu* Wilson 1989). Por fim, de acordo com o modo de dispersão de sementes, as espécies foram divididas em zoocóricas e não-zoocóricas (van der Pijl 1982). Todos os grupos funcionais e atributos citados acima são apontados como bons descritores de composição ecológica para as espécies da assembleia de árvores na floresta Atlântica (Silva &

Tabarelli 2000, Tabarelli & Peres 2002, Melo *et al.* 2006, Santos *et al.* 2008, Santos *et al.* 2010).

Variáveis de Paisagem.— A partir da imagem digital da área de estudo obtida através da combinação das imagens dos satélites *Landsat* e *Spot*, juntamente com um conjunto de 160 fotografias aéreas (ver mais detalhes em Santos *et al.* 2008) foram obtidas as métricas dos fragmentos estudados, utilizando-se, para isso, os programas de Sistema de Informações Geográficas *ArcGis 9.2* e *ERDAS Imagine 8.0*. Foram geradas quatro métricas: área do fragmento, índice de forma (Laurance & Yasen 1991), distância da borda (distância da parcela amostral para a borda da floresta mais próxima) e conectividade (percentual de floresta presente ao redor de 1 km do fragmento selecionado). Para reduzir os desvios de normalidade, os valores das métricas de área dos fragmentos, índice de forma e distância da borda foram transformados em \log_{10} e os valores de conectividade foram transformados em arcosseno (Zar 1996).

Análise de Dados.— Diferenças na abundância de plântulas entre os habitats foram verificadas utilizando-se o teste *t* de *Student*, após a verificação dos pressupostos que se faz necessário. As curvas de acumulação do número de espécies de plântulas observadas (*Sobs*) foram computadas em função do número de indivíduos nos dois habitats estudados. Foi realizada uma curva de acumulação de espécies no programa *EstimateS 7.5* (Colwell 2005) utilizando-se 500 aleatorizações e amostragens sem reposição. Posteriormente, foram calculados os intervalos de confiança (95%), o que permite a comparação estatística entre a riqueza rarefeita de espécies entre os dois conjuntos de dados (Colwell *et al.* 2004). Para verificar se o padrão da abundância relativa é alterado nos fragmentos, foram plotadas as abundâncias relativas pelo ranking das espécies nos dois habitats estudados. Em seguida, foi

realizada uma análise das espécies indicadoras dos dois habitats utilizando-se o teste de Monte Carlo ($p = 0,05$). As análises foram executadas com o auxílio dos programas *Primer 5* (Clarke & Gorley 2001) e *PC-Ord* (McCune & Mefford 1999). Para investigar a perda de componentes funcionais na assembleia de plântulas nos habitats estudados, os componentes funcionais foram comparados em termos da proporção de indivíduos e de espécies dentro das categorias, evitando o efeito das espécies que não tiveram informações em algumas dessas categorias estudadas. De acordo com a normalidade dos dados, diferenças nas proporções médias em cada componente funcional foram verificadas através dos testes t de *Student* ou de *Mann-Whitney*.

Composição Taxonômica e Funcional.— Para investigar gradientes indiretos associados à composição taxonômica e funcional na assembleia de plântulas entre os habitats foi utilizado o método escalonamento multidimensional não métrico (sigla NMS; Kruskal 1964, Mather 1976). Utilizamos a matriz de abundância das espécies para a semelhança taxonômica e a matriz das proporções de indivíduos dentro dos componentes funcionais para a composição funcional. Os dados foram submetidos às transformações e relativizações. Os dados foram restritos a dois eixos no modo *slow-and-thorough* do piloto automático usando a medida de distância de *Sorensen* com 40 corridas para os dados reais e 50 corridas para os dados randomizados pelo teste de *Monte Carlo*. A estabilidade final foi avaliada para cada corrida examinando o estresse de cada parcela *versus* o número de interações (estresse é uma medida da dissimilaridade entre ordenações no espaço original p -dimensional e a redução do espaço dimensional).

Utilizou-se a correlação de Pearson para examinar a relação entre a composição taxonômica e funcional da assembleia de plântulas com o tipo de habitat e as variáveis ambientais (área do fragmento florestal, isolamento, distância da borda e conectividade). O

coeficiente da correlação indica quão bem cada variável explica a posição das parcelas ao longo dos eixos da ordenação com base em valores de *Pearson R²* acima de 0,2. Para uma melhor interpretação, as variáveis foram plotadas como vetores junto com o gráfico da ordenação utilizando-se a opção *joint plots* (McCune & Grace 2002). Posteriormente, a análise de espécies indicadoras foi realizada utilizando-se o teste de *Monte Carlo* ($p = 0,05$), com base nos dois tipos de habitats: FF e floresta Madura (Dufrene & Legendre 1997), com o intuito de determinar quais espécies apresentam especificidade com cada tipo de habitat. As análises foram realizadas no pacote do software *PC ORD.4* (McCuneand & Mefford 1999).

RESULTADOS

Ao total foram coletados 2.494 indivíduos, uma média de aproximadamente 124 indivíduos por parcela. Distribuídos em 110 espécies, 70 gêneros e 35 famílias. As famílias mais representativas na floresta madura foram: Rubiaceae (12 espécies), Sapotaceae (11), Fabaceae (8), Sapindaceae (6), Myrtaceae (5), Moraceae (4) e Apocynaceae, Chrysobalanaceae, Clusiaceae e Rutaceae (3). As espécies mais abundantes foram: *Helicostylis tomentosa* (Popp. et. Endl.) Rusby (Moraceae, 287 indivíduos), *Tovomita mangle* G. Mariz (Clusiaceae, 237), *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers. (Lecythidaceae, 222), *Ocotea* sp. (Lauraceae, 49), *Pterocarpus rohrii* Vahl (Fabaceae, 45), *Mabea piriri* Benth (Euphorbiaceae, 43), *Paypayrola blanchetiana* Tul. (Violaceae, 33), *Manilkara salzmannii* (A.DC.) H.J.Lam (Sapotaceae, 28), *Erythroxylum* sp. (Erythroxylaceae, 27) e *Hortia* sp. (Rutaceae, 21). Nos fragmentos as famílias mais representativas foram: Rubiaceae (12 espécies), Myrtaceae (8), Fabaceae (7), Moraceae (5), Euphorbiaceae e Sapindaceae (4) e Clusiaceae e Sapotaceae (3). E as espécies mais abundantes foram: *Sorocea hilarii* Gaudich. (Moraceae) (350 indivíduos), *Cupania racemosa* Radlk. (Sapindaceae, 177), *Erythroxylum* sp. (Erythroxylaceae, 55),

Thyrsodium spruceanum Benth. (Anacardiaceae, 45), *Croton floribundus* Spreng. (Euphorbiaceae, 40), *Ocotea* sp. (Lauraceae, 34), *Senna* sp. (Fabaceae, 33), *Cupania oblongifolia* Mart. (Sapindaceae, 31), *Paypayrola blanchetiana* Tul. (Violaceae, 27) e *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae, 21). Apenas, 1,7% (44 indivíduos) das plântulas foram classificadas em 20 morfotipos.

Estrutura.— A densidade das plântulas entre fragmento e floresta madura não diferiu significativamente ($t = -0,447$, $p = 0,660$). As curvas de acumulação de plântulas, com cerca de 1.400 indivíduos aleatórios, visualmente não atingiram a assíntota (Fig. 2). O ranqueamento da abundância das espécies de plântulas nas áreas de FF e FM exibiram um número pequeno de espécies que, juntas, somaram quase todo o espectro da distribuição: as dez espécies mais abundantes nos FF somaram juntas 68% da distribuição e as dez espécies na FM somaram 73% de toda a distribuição. Além disso, a comparação das dez espécies mais abundantes em cada habitat mostrou que existiu uma mudança na composição das espécies dominantes, apesar das curvas serem similares (Fig. 3). A análise de espécies indicadoras evidenciou a ocorrência de 30 espécies típicas de FF e 47 espécies típicas de FM (Tabela 1). Os componentes funcionais analisados apresentaram diferenças entre FF e FM, tanto para a proporção de indivíduos como para a de espécies. Para a estratégia de regeneração na assembleia de plântulas dos FF, houve uma redução no número de indivíduos e na riqueza de espécies tolerantes à sombra quando comparados à assembleia na FM, com uma supressão de 24 % no número de indivíduos tolerantes à sombra ($t = -2,32$; g.l. = 18; $p = 0,0321$; Fig. 4a) e 15 % no número de espécies tolerantes à sombra ($t = -2,51$; g.l. = 18; $p = 0,0216$; Fig. 4b). Para as categorias de tamanho das sementes, a assembleia de plântulas dos FF apresentou 50% a menos indivíduos quando comparados aos de sementes grandes ($t = -3,35$; g.l. = 18; $p = 0,0034$; Fig. 4a) e 29% menos espécies com sementes grandes ($U = 22,50$; $n = 18$; $p =$

0,0372; Fig. 4b). Para a estratificação da floresta, a assembleia de plântulas dos FF apresentou uma redução no número de indivíduos e riqueza de espécies emergentes, com uma supressão de 72% no número de indivíduos ($U = 10$; $n = 18$; $p = 0,0024$; Fig. 4a) e 47% no número de espécies ($U = 22$; $n = 18$; $p = 0,0342$; Fig. 4b). Adicionalmente, houve uma redução de 18% no número de espécies de sub-bosque ($U = 21$; $n = 18$; $p = 0,0283$; Fig. 4b).

Composição Taxonômica e Funcional.— A ordenação taxonômica foi baseada em 131 espécies/morfotipos e 20 parcelas. O melhor modelo foi a solução bidimensional que teve o estresse final de 0,0096 ($p = 0,0196$, com base no teste de *Monte Carlo*). As parcelas em FM foram agrupadas em uma região mais congregada no plot da ordenação, ao contrário dos FF que apresentaram um agrupamento mais disperso, evidenciando que os FF apresentam uma menor similaridade na composição taxonômica (Fig. 5a). O primeiro eixo da ordenação foi significativamente correlacionado com o tipo de habitat e a área dos fragmentos, apresentando correlações de 54% e 45%, respectivamente (Tabela 2, Fig. 5a). A ordenação funcional foi baseada em nove componentes funcionais e 20 parcelas. A melhor redução do estresse foi a solução tridimensional ($S = 0,0053$; *Monte Carlo* = 0,0196). A ordenação com os eixos dois e três expôs melhor os fatores de interesse. Houve, portanto, evidência de que as parcelas de FM e dos FF apresentaram diferenciação na composição funcional, com os FF mostrando uma maior similaridade na composição dos componentes funcionais (Fig. 5b). Em relação às correlações entre as variáveis, o tipo de habitat e a área dos fragmentos foram significativamente correlacionados com o terceiro eixo da ordenação, apresentando correlações de 63% e 58%, respectivamente (Tabela 2, Fig. 5b).

DISCUSSÃO

Resumidamente, este estudo sugere que pequenos fragmentos florestais apresentaram um alto recrutamento de espécies pioneiras, contribuindo, assim, para a simplificação funcional e a diferenciação biótica da flora local. Em um estudo prévio na mesma paisagem, Santos *et al.* (2008) documentaram uma redução na estrutura e nos atributos funcionais da assembleia de árvores adultas nos fragmento florestal quando comparados à floresta madura. As principais reduções foram na densidade de indivíduos, na proporção espécies emergentes e na proporção de espécies com sementes grandes. Além, de apresentar um aumento na proporção de indivíduos e de espécies pioneiras (Santos *et al.* 2010). Para a assembleia de plântulas, aqui também encontramos resultados similares, sendo as maiores reduções na proporção de indivíduos e de espécies tolerantes à sombra, na proporção de indivíduos e de espécies com sementes grandes, na proporção de indivíduos e de espécies emergentes. Esses resultados corroboram com a ideia de que paisagens severamente fragmentadas tendem a reter apenas um subconjunto não aleatório de espécies da flora de origem, impulsionado por um processo de degeneração que facilita o recrutamento e crescimento de espécies pioneiras e reduz o recrutamento de tolerantes à sombra (Santos *et al.* 2010).

Este estudo mostrou que a densidade de plântulas não é alterada entre os habitats, que existe uma alta taxa de incremento ao final das curvas de acumulação de plântulas, e que há alteração nas proporções dos componentes funcionais, tanto nos padrões de densidade como nos de riqueza de espécies, com uma maior proliferação de plântulas de espécies pioneiras. Essas alterações na estrutura poderiam ser consequência de uma série de fatores, tais como: o aumento da mortalidade de plântulas, devido a alterações microclimáticas ocorrentes (Bruna 1999, Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003), doenças e predação (Terborgh *et al.* 2001), redução no estabelecimento das plântulas devido a baixa taxa de germinação, e falta de

dispersores e polinizadores (Benitez- Malvido 1998, Silva & Tabarelli 2000, Cordeiro & Howe 2003). Por outro lado, houve um alto recrutamento das espécies de plântulas com estratégia de regeneração pioneira, uma vez que estas podem colonizar rapidamente, crescer e se reproduzir em áreas abertas (Brokaw 1982, Whitmore 1989). Isso explicaria, então, o balanceamento da densidade entre os habitats, com a perda dos grupos funcionais na floresta madura e o ganho de espécies pioneiras nos fragmentos, caracterizando assim, a proliferação dessas espécies r-estrategistas nos ambientes perturbados como as espécies “ganhadoras” (McKinney & Lockwood 1999).

Quando comparamos a composição taxonômica e funcional entre os fragmentos florestais, nossos resultados demonstraram que assembleias de plântulas apresentam menor similaridade taxonômica e maior similaridade funcional. A hipótese da heterogeneidade de habitats assume que a complexidade estrutural do habitat pode fornecer mais nichos e mais recursos e, portanto, esta hipótese prediz que quanto maior a similaridade estrutural entre duas áreas maior será a similaridade na composição entre as mesmas (Bazzaz 1975). Assim, seria esperado que os fragmentos florestais, por apresentarem-se muito semelhantes em termos de recursos e condições microclimáticas, também seriam mais similares taxonomicamente. No entanto, os resultados aqui apresentados não suportam essa ideia. Com isso, dois principais processos ecológicos podem interagir e influenciar a semelhança entre comunidades: (1) a perda de especialistas e espécies raras (por exemplo, tolerantes à sombra e de grandes sementes), conduzindo à homogeneização funcional, e (2) e a substituição das perdedoras por várias espécies como um mesmo traço funcional em vários locais, conduzindo à diferenciação taxonômica da flora (Olden & Poff 2003). Paisagens fragmentadas na floresta tropical vêm experimentando um aumento na diversidade beta (β) conduzida pela diferenciação taxonômica da flora, um deste exemplo ocorre na região de Los Tuxtlas, no México (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2013). Esta paisagem apresenta um alto nível de desmatamento e de

isolamento entre os fragmentos, além de apresentar uma alta taxa de defaunação (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2013). A paisagem deste estudo experimenta uma enorme semelhança com a paisagem da região de Los Tuxtlas. Isso corrobora a ideia de que a configuração espacial, as características bióticas e abióticas de cada fragmento e fatores que associados aos diferentes distúrbios pós-fragmentação (por exemplo, extração de madeira, efeitos de borda) podem limitar a dispersão de sementes entre os fragmentos, e conseqüentemente, contribuir para níveis elevados de diferenciação taxonômica entre os fragmentos, alterando as trajetórias sucessionais e a manutenção da biodiversidade nestas paisagens fragmentadas (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2013).

O jogo entre vencedores e perdedores na homogeneização não tem uma distribuição taxonômica aleatória, isto é evidenciado pelo sucesso da invasão e a vulnerabilidade para a extinção que são primariamente definidos pela interação entre traços intrínsecos das espécies e características extrínsecas do ambiente (McKinney & Lockwood 1999). Assim, se há uma homogeneização funcional nos estágios iniciais de regeneração, como visto aqui na assembleia de plântulas, provavelmente a homogeneização biótica terá conseqüências na regeneração da floresta devido à limitação na variabilidade espacial e composição de espécies. Isto levará a alterações subseqüentes no funcionamento do ecossistema, com mudanças na sua estabilidade e resiliência (Olden *et al.* 2004). Estes impactos, em longo prazo, podem comprometer a capacidade de resistência às perturbações ambientais, porque a elevada similaridade funcional entre as assembleias pode amortecer ou eliminar potencial de recolonização por espécies com os traços necessários já extirpado localmente (Olden *et al.* 2004).

Independente dos mecanismos responsáveis pela homogeneização funcional e diferenciação taxonômica na assembleia de plântulas, é razoável propor que os fragmentos florestais da Floresta Atlântica nordestina têm um baixo potencial de regeneração. Nossos

resultados indicam mudanças na assinatura funcional das assembleias de plântulas, comprometendo a capacidade do ecossistema em prover serviços ecossistêmicos em um futuro próximo (Foley *et al.* 2005). Portanto, qualquer estratégia de conservação que permita a manutenção ou aumento da biodiversidade plântulas em florestas tropicais é de fundamental importância como uma medida mitigatória para reparar os efeitos devastadores causados pela homogeneização em paisagens severamente fragmentadas.

LITERATURA CITADA

- APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linn. Soc.* 161: 105–121.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V., M. RÖS, F. ESCOBAR, F. P. L. MELO, B. A. SANTOS, M. TABARELLI, AND R. CHAZDON. 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *J. Ecol.* 101: 1449–1458.
- BAZZAZ, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485–488.
- BENITEZ-MALVIDO, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conserv. Biol.* 12: 380–389.
- BENITEZ-MALVIDO, J., AND M. MARTINEZ-RAMOS. 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conserv. Biol.* 17: 389–400.
- 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. *Biol. Conserv.* 91: 143–150.
- BROKAW, N. L. V. 1982. The definition of treefall gap and its effects on measures of forest dynamics. *BIOTROPICA*, 11: 158-160.
- BRUNA, E. M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402: 139.
- CARVALHO, G. H., M. V. CIANCIARUSO, AND M. A. BATALHA. 2010. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information. *Environ. Modell. Softw.* 25: 815–816.
- CLARKE, K. R., AND R. N. GORLEY. 2001. **PRIMER**. Version 5. User manual/tutorial. **PRIMER-E**, Plymouth, Colwell, United Kingdom.

- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CORDEIRO, N. J., AND H. F. HOWE. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals on African forest fragments. *Conserv. Biol.* 15: 1733–1741.
- CORDEIRO, N. J., AND H. F. HOWE. 2003 Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 100: 14052–14056.
- DUFRENE, M., AND P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345–366.
- FOLEY, J. A., R. DEFRIES, G. P. ASNER, C. BARFORD, G. BONAN, S. R. CARPENTER, F. S. CHAPIN, M. T. COE, G. C. DAILY, H. K. GIBBS, J. H. HELKOWSKI, T. HOLLOWAY, E. A. HOWARD, C. J. KUCHARIK, C. MONFRED, J. A. PATZ, I. C. PRENTICE, N. RAMANKUTTY, AND P.K. SNYDER. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
- GERWINGA, J. J. 2004. Life history diversity among six species of canopy lianas in an old-growth forest of the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecol. Manag.* 190: 57–72.
- GIRÃO, L. C., A. V. LOPES, M. TABARELLI, AND E. M. BRUNA. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. *Plos One.* e908.
- GRILLO A. S. 2005. As implicações da fragmentação e da perda de habitats sobre a assembleia de árvores na floresta Atlântica ao norte do São Francisco. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.
- HARTSHORN, G. S. 1978. Treefalls and tropical forest dynamics. In: P. B. Tomlinson, and M. H. Zimmermann (Eds.) *Tropical trees as living systems*, pp. 617–638. Cambridge University Press, NY, US.

- HOBBS, R. J., AND C. J. YATES. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalizing the idiosyncratic. *Aust. J. Bot.* 51: 471–488.
- HOWE, H. F., AND M. N. MIRITI. 2004. When seed dispersal matters. *BioScience* 54: 651–660.
- IBGE. 1985. Atlas Nacional do Brasil: região Nordeste. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, BR.
- KRUSKAL, J. B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115–129.
- LAURANCE, W. F., AND YENSEN, E. 1991. Predicting impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.* 55: 77–92.
- LINDENMAYER, D. B., AND J. FISCHER. 2006. Habitat fragmentation and landscape change. Island Press, Washington, D.C.
- LÔBO, D., T. LEÃO, F. P. L. MELO, A. M. M. SANTOS, AND M. TABARELLI. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Divers. Distrib.* 17: 287–296.
- LOCKWOOD, J. L., T. M. BROOKS, AND M. L. MCKINNEY. 2000. Taxonomic homogenization of global avifauna. *Anim. Conserv.* 3: 27–35.
- LOPES, A.V., L.C. GIRAO, B.A SANTOS, C.A. PERES AND M. TABARELLI, 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 142: 1154–1165.
- MATHER, P. M. 1976. Computational methods of multivariate analysis in physical geography. Wiley, London.
- MCCUNE, B., AND GRACE, J. B. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Oregon.
- MCCUNE, B., AND M. J. MEFFORD. 1999. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Version 4. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.

- MCKINNEY, M. L. 2004. Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 47–53.
- MCKINNEY, M. L., AND J. L. LOCKWOOD. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14: 450–453.
- MELO, F. P. L., R. DIRZO, AND M. TABARELLI. 2006. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 132: 50–60.
- MEYER, S. T., I. R. LEAL, M. TABARELLI AND R. WIRTH. 2011. Performance and fate of tree seedlings on and around nests of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*: Ecological filters in a fragmented forest. *Austral Ecol.* 36: 779–790.
- MORI, S. A., L. A. MATTOS-SILVA, G. LISBOA, AND L. CORADIN. 1985. Manual de manejo do herbário fanerogâmico. 2^a ed. CEPLAC, Ilhéus, Brasil.
- OLDEN, J. D., AND N. L. POFF. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *Am. Nat.* 162: 442–460.
- OLDEN, J. D., N. L. POFF, M. R. DOUGLAS, M. E. DOUGLAS, AND K. D. FAUSCH. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol. Evol.* 19: 18–24.
- OLIVEIRA, M. A., A. M. A. SANTOS, AND M. TABARELLI. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecol. Manag.* 256: 1910–1917.
- OLIVEIRA, M. A., A. S. GRILLO, AND M. TABARELLI. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38: 389–394.
- PAINE, C. E. T., K. E. HARMS, AND J. RAMOS. 2009. Supplemental irrigation increases seedling performance and diversity in a tropical forest. *J. Trop. Ecol.* 25: 171 – 180.
- PEREIRA, F., AND G. GANADE. 2008. Spread of a Brazilian keystone-species in a landscape mosaic. *Forest Ecol. Manag.* 255: 1674–1683.

- PIMM, S. I., G. J. RUSSELL, J. L. GITTELMAN, AND T. M. BROOKS. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347–350.
- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, AND M. M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141–1153.
- RUSSELL-SMITH, J., AND S. A. SETTERFIELD. 2006. Monsoon rain forest seedling dynamics, northern Australia: contrasts with regeneration in eucalypt-dominated savannas. *J. Biogeogr.* 33: 1597–1614.
- SALA, O. E., F. S. CHAPIN, J. J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L. F. HUENNEKE, R. B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D. M. LODGE, H. A. MOONEY, M. OESTERHELD, N. L. POFF, M. T. SYKES, B. H. WALKER, M. WALKER, AND D. H. WALL. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- SANTOS, B. A., F. P. L. MELO, AND M. TABARELLI. 2006. Seed shadow, seedling recruitment, and spatial distribution of *Buchenavia capitata* (Combretaceae) in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Braz. J. Biol.* 66: 883–890.
- SANTOS, B. A., V. ARROYO-RODRIGUEZ, C. E. MORENO, AND M. TABARELLI. 2010. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Plos One* 5: e12625.
- SANTOS, B.A., C. A. PERES, M. A. OLIVEIRA, A. GRILLO, C.P. ALVES-COSTA, AND M. TABARELLI. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 141: 249–260.
- SCHUPP, E. W., AND M. FUENTES. 1995. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology. *Ecoscience* 2: 267–275.
- 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.

- SIMONETTI, J. A., A. A. GREZ, J. L. CELIS-DIEZ, AND R. O. BUSTAMANTE. 2007. Herbivory and seedling performance in temperate forest of Chile. *Acta Oecol.* 32: 312-318.
- SWAINE, M. D., AND T. C. WHITMORE. 1988. On definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81–86.
- TABARELLI, M., W. MANTOVANI, AND C. A. PERES. 1999. Effects of habitat fragmentation and plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 91: 119–127.
- TABARELLI, M., A. V. LOPES, AND C. A. PERES. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40: 657–661.
- TABARELLI, M., A. V. AGUIAR, L. C. GIRAIO, C. A. PERES, AND A. V. LOPES. 2010. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 24: 1654–1663.
- TABARELLI, M., AND C. A. PERES. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106: 165– 176.
- TABARELLI, M., C. A. PERES, AND F. P. L. MELO. 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biol. Conserv.* 155: 136–140.
- TABARELLI, M., J. A. SIQUEIRA FILHO, AND A. M. M. SANTOS. 2006. A floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco. In K. Pôrto, J. Almeida-Cortez, and M. Tabarelli (Orgs.) *Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco*, pp. 25–40. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- TERBORGH, J., L. LOPEZ, P. NUNEZ, M. RAO, G. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELA, M. RIVEROS, R. ASCANIO, G. H. ADLER, T. D. LAMBERT, AND L. BALBAS. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923–1926.
- VAN DER PIJL, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. Springer, Berlin, Germany.

- VELOSO, H. P., A. L. R. RANGEL-FILHO, AND J. C. A. LIMA. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística, Rio de Janeiro, Brasil.
- WHITMORE, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536–538.
- WILSON, J. B. 1989. A null model of guild proportionality, applied to stratification of a New-Zealand temperate rain-forest. *Oecologia* 80: 263–267.
- WRIGHT, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1–14.
- ZAR, J. H. 1998. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey, US.

Tabelas

Tabela 1. Lista das dez espécies indicadoras mais abundantes na fase de plântulas nos fragmentos florestais e nas áreas de floresta madura uma paisagem da Usina Serra Grande, Estado de Alagoas, nordeste do Brasil. FM= floresta madura; FF: fragmentos florestais.

Espécies indicadoras	Família	Habitat	Valor de indicação (IV)	<i>p</i>
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Piperaceae	FM	75.3	0.001
<i>Pouteria</i> sp1 Aubl.	Sapotaceae	FM	72.0	0.001
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	Euphorbiaceae	FM	71.6	0.001
<i>Manilkara salzmannii</i> Lam.	Sapotaceae	FM	70.8	0.001
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	Lecythidaceae	FM	70.6	0.001
<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	Violaceae	FM	68.4	0.001
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae	FM	67.6	0.002
<i>Tovomita</i> sp. Aubl.	Clusiaceae	FM	63.7	0.006
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	Fabaceae	FM	62.5	0.005
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	Moraceae	FM	59.2	0.047
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	FF	84.6	0.012
Morfoespécie Ru12	Rubiaceae	FF	82.9	0.039
<i>Myrcia hirtiflora</i> DC.	Myrtaceae	FF	81.6	0.006
Morfoespécie Mo9	/	FF	79.7	0.018
<i>Machaerium angustifolium</i> Vogel	Fabaceae	FF	75.1	0.001
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	FF	72.3	0.003
Morfoespécie Ru04	Rubiaceae	FF	69.6	0.027
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	Sapindaceae	FF	64.9	0.001
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	FF	64.3	0.009
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Anacardiaceae	FF	60.2	0.014

Tabela 2. *Coefficientes de correlação de Pearson entre as variáveis explanatórias e os eixos da ordenação nas parcelas.*

Variáveis explanatórias	Taxonômico		Funcional		
	Eixos		Eixos		
	1	2	1	2	3
Área	0,455	0,032	0,005	0,044	0,583
Índice de forma	0,182	0,131	0,059	0,006	0,168
Distância da borda	0,066	0,003	0,001	0,002	0,024
Conectividade	0,051	0,007	0,013	0,018	0,081
Habitat	0,540	0,030	0,001	0,058	0,633

LEGENDA DE FIGURAS

Figura 1. Paisagem da Usina Serra Grande, localizada no Estado de Alagoas, nordeste do Brasil. Os círculos cheios se referem às parcelas na floresta madura e círculos vazios se referem às parcelas nos fragmentos florestais selecionados para o estudo.

Figura 2. Curvas de acumulação indivíduo por espécies na fase de plântulas em fragmentos florestais e em floresta Madura na paisagem da Usina Serra Grande, Estado de Alagoas, nordeste do Brasil.

Figura 3. Curva de ordenação das espécies na fase de plântulas em fragmentos florestais e em floresta Madura na paisagem da Usina Serra Grande, Estado de Alagoas, nordeste do Brasil.

A legenda para as espécies são: Heto-*Helicostylis tomentosa*, Tosp- *Tovomita* sp, Esov-
Eschweilera ovata, Ptro- *Pterocarpus rohrii*, Mapi- *Mabea piriri*, Pabl- *Paypayrola blanchetiana*, Masa- *Manilkara salzmannii*, Piar- *Piper arboreum*, Posp01- *Pouteria* sp01, Brru- *Brosimum rubescens*, Cura- *Cupania racemosa*, Thsp- *Thyrsodium spruceanum*, Guop- *Guapira opposita*, Maan- *Machaerium angustifolium*, Myhi- *Myrcia hirtiflora*, Mysp- *Myrcia splendens*, MRu04- Morfoespécie Ru04, Guul- *Guazuma ulmifolia*, MRu12- Morfoespécie Ru12, MMo09- Morfoespécie Mo09.

Figura 4. Proporção de indivíduos (A) e de espécies de plântulas (B) em diferentes componentes funcionais em fragmentos florestais e em floresta madura na paisagem da Usina Serra Grande, Estado de Alagoas, nordeste do Brasil. Para melhor representação gráfica, os resultados foram apresentados no formato paramétrico, embora alguns dados sejam não

paramétricos. A linha cheia indica a média, as caixas indicam os erro-padrão (EP) e as barras o desvio-padrão (DP).

Figura 5. Ordenação (NMS) das parcelas de fragmentos florestais na paisagem da Usina Serra Grande, Estado de Alagoas, nordeste do Brasil em função da composição de espécies de plântulas e as variáveis ambientais correlacionadas. A direção das setas indica se a variável é positiva ou negativamente relacionada e seu comprimento indica a magnitude da relação.

Legenda: NMS taxonômico (A), NMS funcional (B). A seta vermelha representa o vetor tipo de habitat e a seta preta representa o vetor área do fragmento florestal.

Figura 1.

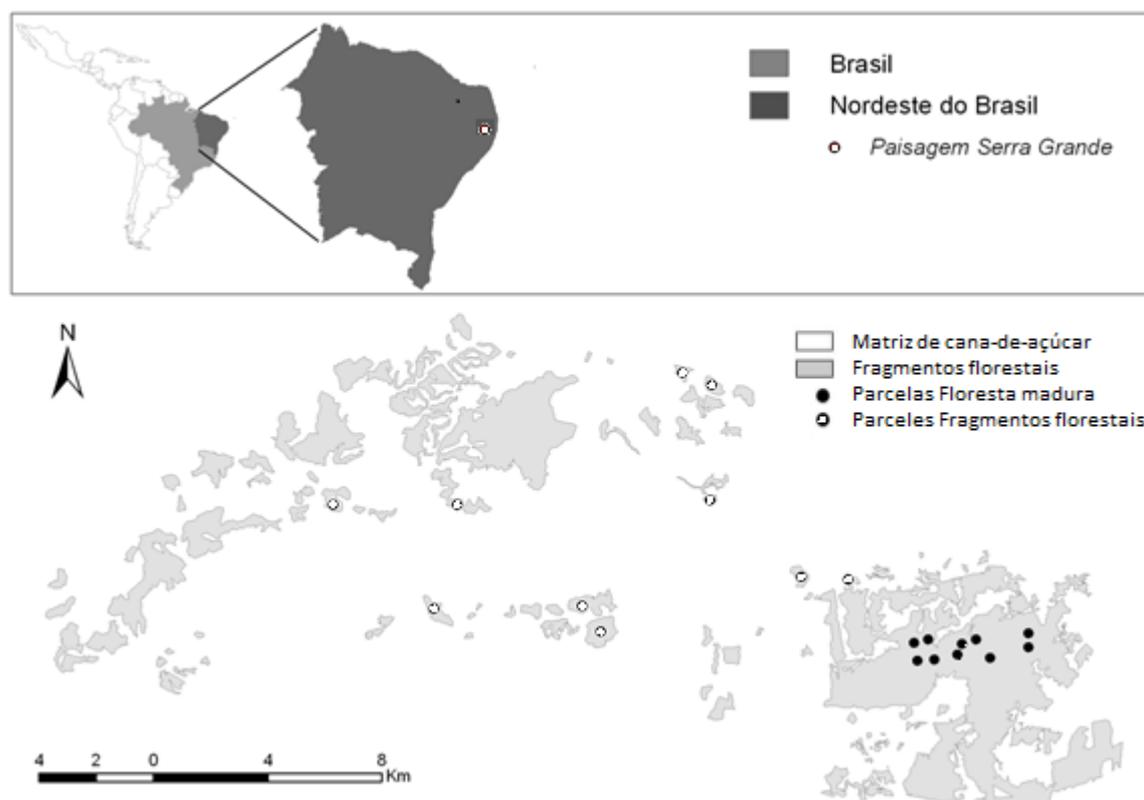


Figura 2.

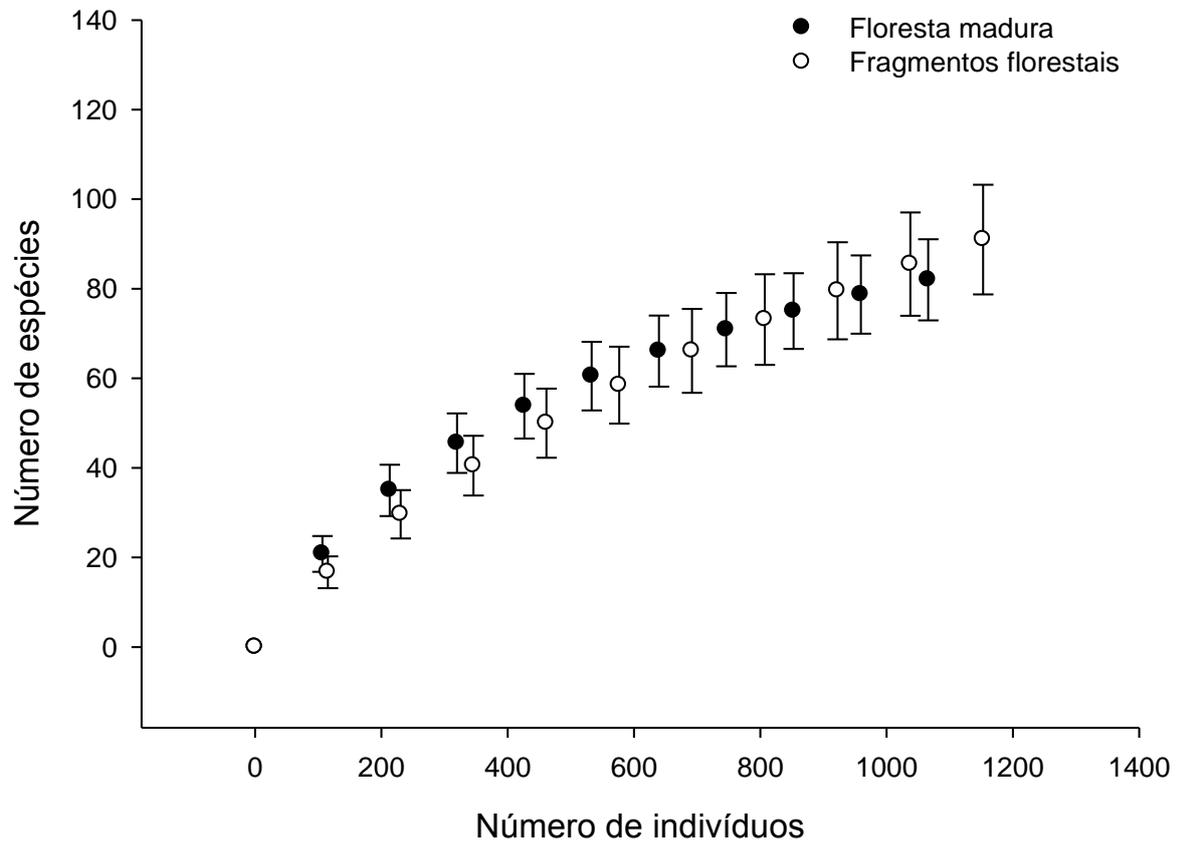


Figura 3.

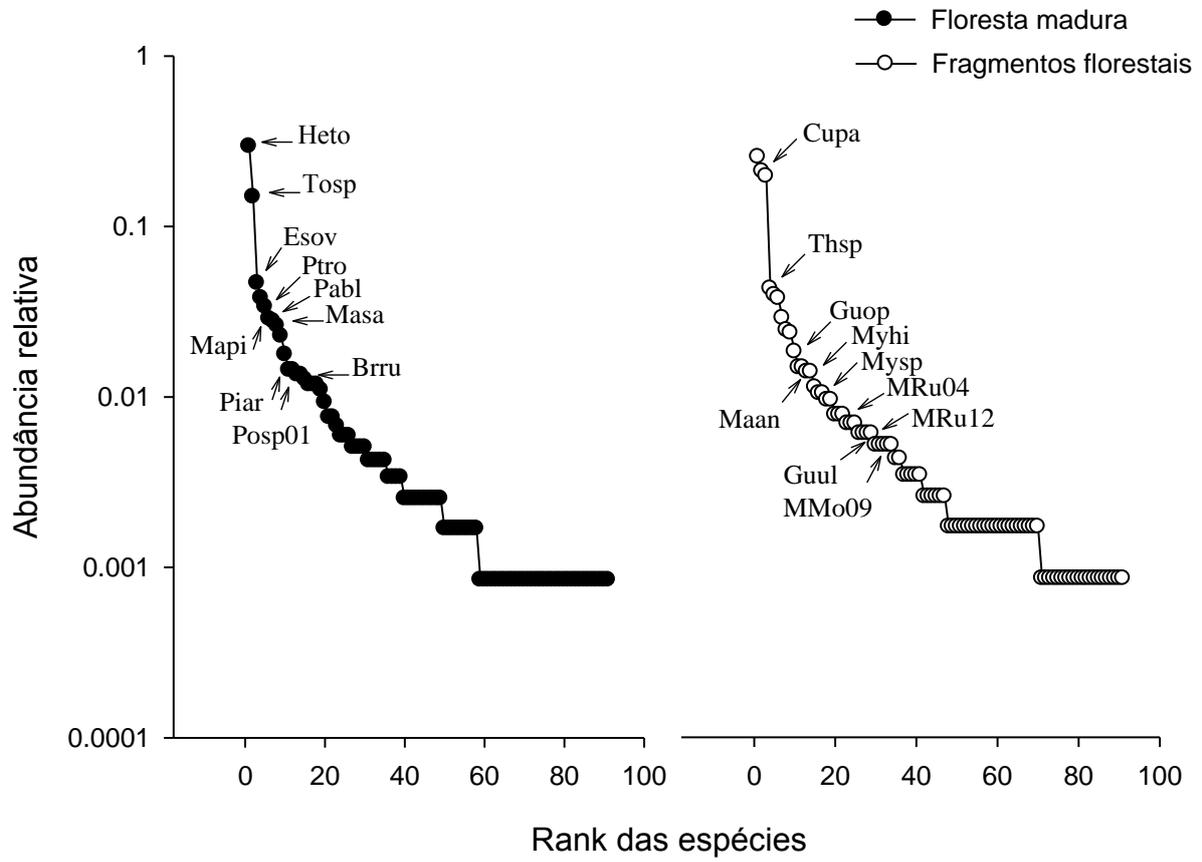


Figura 4.

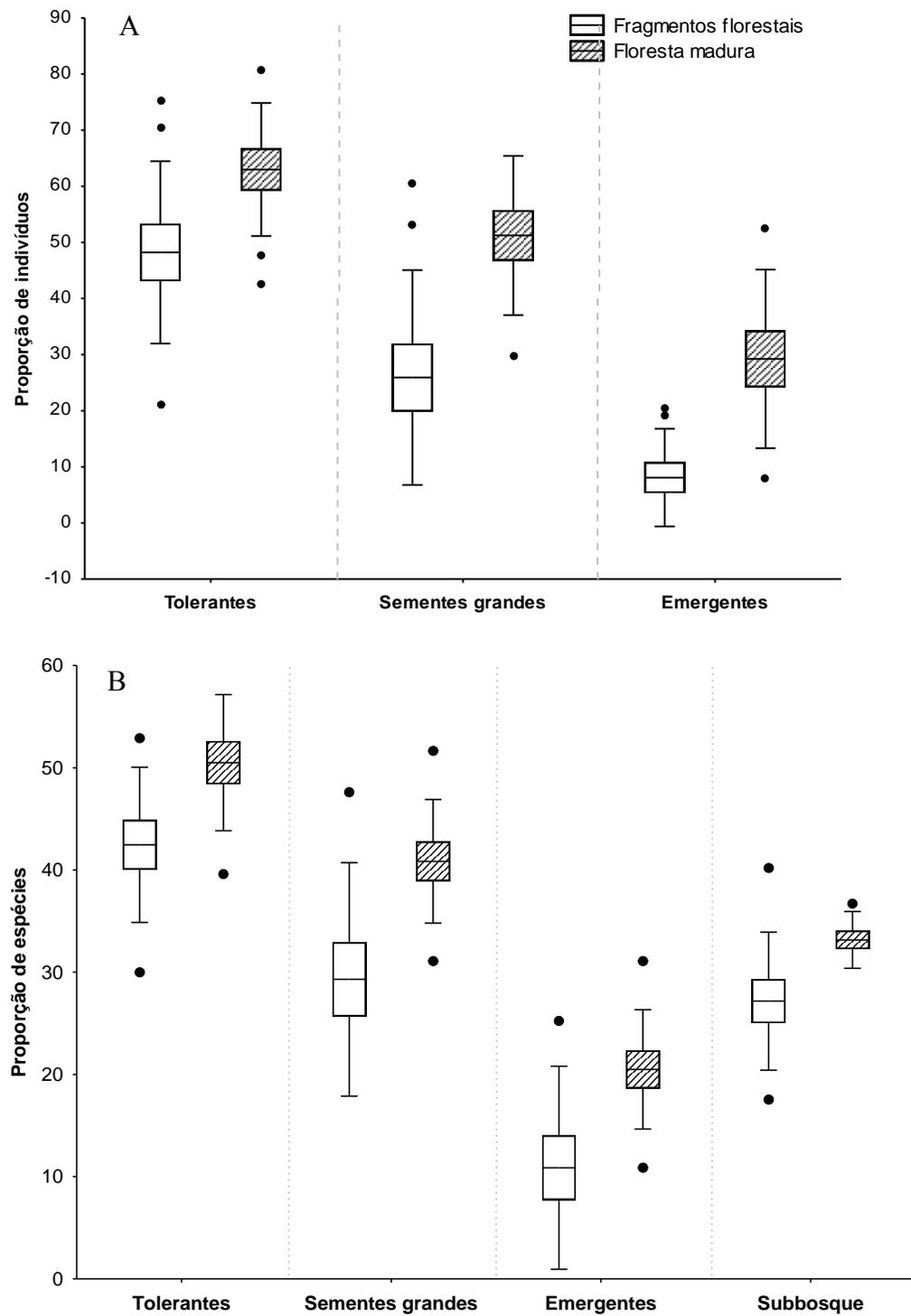
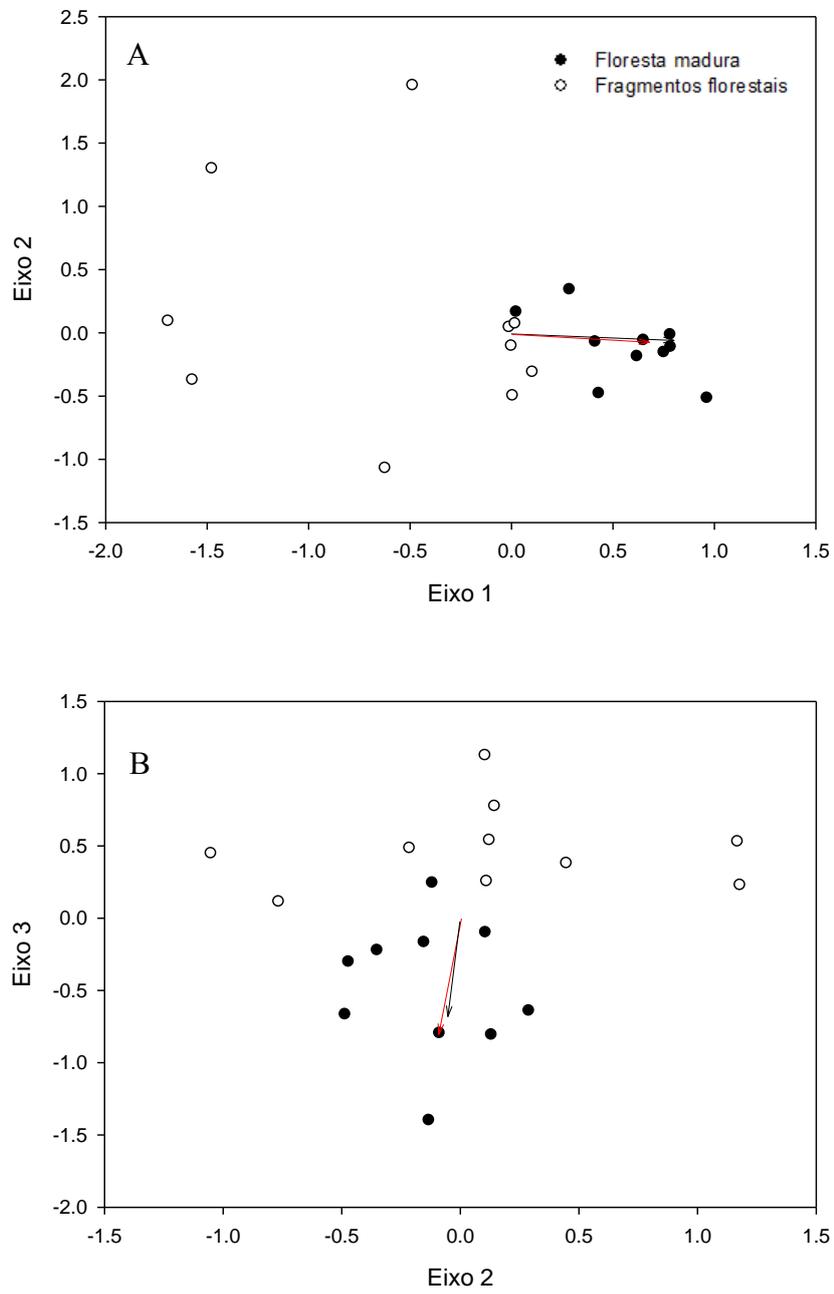


Figura 5.



4.2 CAPÍTULO 2. Estrutura filogenética e funcional da assembleia de plântulas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil

(Manuscrito a ser submetido ao periódico *JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE*)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12

Estrutura filogenética e funcional da assembleia de plântulas na floresta Atlântica do nordeste do Brasil

Wanessa R. Almeida¹, Marcos G. F. Mendes¹ & Marcelo Tabarelli²

Almeida, W.R. (wanereal@yahoo.com.br) & **Mendes, M.G.F.** (mgfmendes@ymail.com): Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Moraes Rego, s/n, Cidade Universitária, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 50.670-901.

Tabarelli, M. (Autor de correspondência, mtrelli@ufpe.br): Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Moraes Rego, s/n, Cidade Universitária, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 50.670-901.

13 **Resumo**

14 **Pergunta:** Há alguma influência da fragmentação, como filtro ambiental e sinal filogenético,
15 na comunidade de plântulas em uma paisagem severamente fragmentada de floresta
16 Atlântica?

17 **Localização:** O estudo foi realizado em fragmentos de floresta Atlântica no Nordeste do
18 Brasil. A área de estudo possui um grande número de fragmentos florestais inseridos em uma
19 matriz de cana-de- açúcar.

20 **Métodos:** Nós adotamos quatro características funcionais de plantas que descreveram
21 estratégias de regeneração e de dispersão, a fim de examinar a influência dos gradientes
22 ambientais (área, índice forma, distância da borda e conectividade) nos padrões de
23 convergência, divergência e filogenia na comunidade de plântulas em uma paisagem
24 severamente fragmentadas.

25 **Resultados:** As características funcionais de plantas não indicaram a formação de padrões
26 convergentes ou divergentes. Área, índice de forma, distância da borda e conectividade não
27 foram considerados filtros ambientais para os atributos estudados. Não houve sinal
28 filogenético no pool de espécie. No entanto, houve uma congruência significativa entre a
29 estrutura funcional e filogenética no nível de metacomunidade.

30 **Conclusões:** Este estudo apoia a ideia que os gradientes da paisagem não exercem influência
31 significativa no padrão de organização funcional da comunidade de plântulas. Além disso, ele
32 sugeriu uma baixa variação na distribuição dos tipos funcionais na metacomunidade de
33 plântulas.

34 **Palavras-chave:** Filtragem ambiental; fragmentação de habitats; traços vegetais; plântulas,
35 sinal filogenético, metacomunidade, regras de montagem.

36 **Cabeçalho:** Estrutura filogenética e funcional na assembleia de plântulas em fragmentos

37 **1. Introdução**

38 Desde o início do século XX, ecólogos têm procurado entender como as comunidades
39 ecológicas se organizam. Desde então, as discussões passaram por questões como o
40 determinismo *vs.* estocasticidade das visões opostas de Gleason e Clements (Gleason 1926;
41 Clements 1928) e pela questão da importância de fatores regionais e históricos na estruturação
42 das comunidades (Ricklefs 1987). Novas ideias tem enriquecido esse debate, como por
43 exemplo, que as comunidades são organizadas por padrões derivados da dispersão dos
44 indivíduos (Hubbell 2001). Nos últimos anos, as regras de montagem voltaram a ter uma
45 atenção especial dos ecólogos, e as investigações mais recentes tem sido embasada em dois
46 principais processos determinísticos: os filtros ambientais e a similaridade limitante, sendo
47 ambas responsáveis pela estruturação das assembleias ecológicas em diferentes condições
48 ambientais (Weiher & Keddy 1999; Webb et al. 2002). O primeiro é gerado pela severidade
49 ambiental, que seleciona certos atributos da comunidade, que possibilita às espécies ocorrerem
50 nesse ambiente, tornando-as mais semelhantes e originando um padrão de organização por
51 convergência de atributos funcionais (Keddy & Weiher 1999). O segundo ocorre em
52 ambientes menos restritivos e é gerado pelas interações bióticas entre as espécies, aumentando
53 a competição entre as espécies que apresentam similaridade nos requisitos ecológicos,
54 tornando as comunidades menos semelhantes, gerando um padrão de organização por
55 divergência de atributos (Wilson 1999).

56 Muito esforço tem sido feito para explicar a organização das comunidades ecológicas
57 em uma variedade de ecossistemas (p. ex., Gilbert et al. 2006; Brandt & Navas 2011; Dziock
58 et al. 2011). Acredita-se que, para as espécies vegetais, a conservação ou mudança de
59 atributos morfológicos, fisiológicos e de história de vida refletem como as mesmas
60 respondem às condições ambientais ao longo da evolução. Existe uma forte tendência das
61 espécies de plantas manterem as características ecológicas dos seus ancestrais, o que se

62 denomina de conservação filogenética de nicho (Prinzing 2001). Entretanto, também pode
63 haver convergência evolutiva de características ecológicas, de modo que espécies menos
64 aparentadas sejam ecologicamente mais similares que espécies filogeneticamente próximas
65 (Cavender-Bares et al. 2004). Compreende-se por sinal filogenético a tendência de algumas
66 comunidades conservarem as características fenotípicas entre espécies aparentadas (Webb
67 2000; Blomberg & Garland 2002).

68 Em uma escala de tempo menor do que a que rege os mecanismos evolutivos, a
69 fragmentação de habitats é considerada uma das principais causas da perda de biodiversidade
70 e reestruturação das comunidades biológicas. Os principais efeitos biológicos da
71 fragmentação derivam da redução e perda de habitats e do aumento do isolamento entre
72 fragmentos (Fahrig 2003; Ewers & Didham 2006). Por consequência, habitats fragmentados
73 podem se considerados ambientes restritivos e, então, apresentam filtros ambientais que
74 impedem as plântulas que não possuem traços fisiológicos e ecológicos apropriados para
75 recrutar e se estabelecer nesse ambiente (Horvitz & Schemske 1994; Wiens & Graham 2005;
76 Losos 2008). A capacidade de recrutamento e estabelecimento das plântulas depende tanto da
77 produção e/ou da dispersão de sementes, como dos fatores que definem sítios adequados
78 considerando fatores bióticos (por exemplo: competição e predação) e abióticos (por exemplo:
79 luminosidade, nutrientes do solo). Em plantas lenhosas, os traços que conferem às plântulas
80 sobrevivência durante o recrutamento são altamente conservados, ou seja, espécies
81 aparentadas têm padrões similares de regeneração (Valiente-Banuet & Verdú 2007).

82 Em um cenário como uma paisagem severamente fragmentada, como é o caso da
83 floresta Atlântica no Nordeste do Brasil, os estudos com plantas lenhosas adultas vêm
84 indicando que a fragmentação do habitat pode conduzir os fragmentos florestais a uma
85 sucessão retrogressiva (*sensu* Tabarelli et al. 2008; Santos et al. 2008). Assim, a fragmentação
86 vem causando um retrocesso na trajetória das comunidades com perdas não aleatórias de

87 grupos funcionais, como a redução de espécies emergentes (Oliveira et al. 2008), de sub-
88 bosque e tolerantes à sombra (Tabarelli et al. 1999), de grande sementes (Melo et al. 2006),
89 polinizadas e dispersas por vertebrados (Girão et al. 2007; Lopes et al. 2009). Esse processo
90 favorece a proliferação de grupos funcionais de estágios sucessionais iniciais, como as
91 espécies pioneiras (Oliveira et al. 2004; Aguiar & Tabarelli 2010) que se beneficiam com as
92 novas condições do habitat (Oliveira et al. 2004; Lopes et al. 2009). Tais alterações na
93 assembleia de adultos sugerem que a fragmentação florestal reduz o potencial de regeneração
94 da floresta, por afetar a polinização, produção de sementes, dispersão de sementes, a predação
95 de sementes, a germinação e recrutamento e sobrevivência de plântulas (Schupp & Fuentes
96 1995; Cordeiro & Howe 2001; Hobbs & Yates 2003; Howe & Miriti 2004; Lindenmayer &
97 Fischer 2006). A forte alteração da diversidade de plântulas lenhosas é particularmente
98 preocupante porque as árvores são o principal componente da diversidade, estrutura e função
99 de ecossistemas tropicais (Denslow 1987). Portanto, estas alterações provocam profundas
100 implicações para a conservação da biodiversidade e é de fundamental importância na previsão
101 da biodiversidade em paisagens fragmentadas (Henle et al. 2004; Ozinga et al. 2009).

102 A floresta Atlântica nordestina, por ter um longo período de fragmentação, trata-se de
103 um sistema apropriado para identificação dos fatores responsáveis pela organização das
104 comunidades de plântulas; uma vez que a percepção dos efeitos da fragmentação e perda de
105 habitat em estágios iniciais de desenvolvimento de espécies longevas, como as espécies
106 arbóreas, depende do tempo de latência das mesmas (Martínez-Ramos & Alvarez-Buylla
107 1998; Lindborg & Eriksson 2004). Neste estudo buscou-se avaliar a interação entre a
108 convergência e divergência de características ecológicas e filogenia na montagem da
109 assembleia de plântulas de espécies arbóreas em uma paisagem hiper fragmentada. Foram
110 testadas as seguintes hipóteses (1) as restrições ambientais decorrentes da perda e
111 fragmentação de habitats geram convergência de atributos funcionais na assembleia de

112 plântulas o que indica que a filtragem ambiental estrutura essas comunidades; (2) a
113 competição gera divergência de atributos funcionais, (3) as espécies com traços fenotípicos
114 semelhantes tendem a ser filogeneticamente aparentadas (alto sinal filogenético).

115

116 **2. Métodos**

117 2.1 Área de estudo

118 O estudo foi desenvolvido em um trecho de floresta Atlântica localizada na região
119 Nordeste do Brasil, denominada de Centro de Endemismo Pernambuco, o qual compreende
120 todas as áreas de florestas localizadas ao norte do rio São Francisco, desde o estado de
121 Alagoas até o norte do Rio Grande do Norte. A região apresenta altitudes que variam entre
122 300 e 400 m (acima do nível do mar). O clima da região é classificado como tropical quente e
123 úmido, com a temperatura variando entre 22 e 24°C. A precipitação média anual é de
124 aproximadamente 2000 mm, com cinco meses de estação seca (setembro a janeiro). Os solos
125 predominantes na paisagem, são dos tipos latossolo e podzólico (IBGE 1985) e, de acordo
126 com Veloso et al. (1991), dois tipos de fisionomia vegetal ocorrem na região: a floresta
127 ombrófila e a floresta estacional semidecidual.

128 Mais especificamente, as amostragens foram conduzidas nos fragmentos florestais
129 pertencentes à Usina Serra Grande (8°30' S, 35°50' O), localizados entre os municípios de São
130 José da Lage e Iateguara, ambos localizados ao norte do estado de Alagoas. Nesta região, o
131 cultivo da monocultura de cana-de-açúcar data desde o século XIX. A Usina Serra Grande
132 possui uma paisagem formada por aproximadamente 9.000 ha de florestas, distribuídas em
133 um total de 109 remanescentes, todos circundados por uma matriz de cana-de-açúcar, com
134 tamanhos variando desde 1,67 até 3.500 ha (Santos et al. 2008). Todos esses fragmentos são
135 protegidos contra o fogo e o corte de madeira, com o intuito de se conservar as nascentes de
136 água presentes no local (Santos et al. 2008).

137 Por fim, nesta paisagem encontra-se o maior fragmento do Nordeste do Brasil,
138 localmente conhecido por Coimbra. Este remanescente possui aproximadamente 3.500 ha e
139 retém a fauna e flora típica de áreas não perturbadas, como algumas espécies de vertebrados e
140 aves (Roda 2003; Tabarelli et al. 2006) e representantes das famílias vegetais Fabaceae,
141 Lauraceae, Sapotaceae, Chrysobalanaceae e Lecythidaceae (Oliveira et al. 2004; Grilo *et al.*
142 2006).

143

144 2.2 Desenho Amostral

145 O inventário das plântulas (indivíduos com altura entre 10 e 50 cm) foi realizado em
146 parcelas de 4 x 4 m (16m²) dispostas no centro de dez fragmentos florestais com tamanhos
147 variando entre 7,83 e 91,16 ha, totalizando 160 m² de área amostrada. Todas as plântulas
148 coletadas foram processadas de acordo com a metodologia usual em estudos botânicos (Mori
149 et al. 1985). Em seguida, as mesmas foram identificadas no nível taxonômico de espécie e
150 classificadas de acordo com o sistema de classificação APG III (2009). No total, foram
151 coletados 1.153 indivíduos de plântulas de espécies lenhosas, distribuídas em 60 espécies. A
152 base de dados *Plantminer* foi consultada para conferir os nomes científicos (Carvalho et al.
153 2010).

154

155 2.3 Características funcionais

156 As espécies encontradas foram classificadas de acordo com as seguintes características
157 funcionais: (1) estratégia de regeneração [(i) pioneiras e (ii) tolerantes à sombra; *sensu*
158 Hartshorn 1978; Swaine & Whitmore 1988], (2) tamanho das sementes [(i) sementes < 15
159 mm e (ii) sementes ≥ 15 mm, segundo Tabarelli & Peres 2002; Oliveira et al. 2004], (3)
160 posicionamento na estratificação vertical da floresta [(i) sub-bosque, (ii) dossel e (iii)
161 emergente, *sensu* Wilson 1989] e (4) modo de dispersão de sementes [(i) zoocórica e (ii)

162 abiótica, van der Pijl 1982]. Posteriormente, os traços foram transpostos de dados nominais
163 para dados binários e ordinais. As características funcionais e critérios utilizados para esse
164 estudo são apontados como bons descritores de composição ecológica para espécies da
165 assembleia de árvores na floresta Atlântica (Silva & Tabarelli 2000; Tabarelli & Peres 2002;
166 Melo et al. 2006; Santos et al. 2008).

167

168 2.4 Estrutura filogenética

169 Foi utilizado o módulo de *PhyloMatic* para construir a árvore filogenética das 60
170 espécies de plântulas que ocorrem nos fragmentos florestais usando a super-árvore
171 filogenética R20091110 (<http://svn.phylodiversity.net/tot/megatrees/R20091110.new>),
172 baseada nas relações filogenéticas propostas pelo APG III (APG 2009). Os comprimentos dos
173 ramos foram calculados utilizando-se o módulo de *Bladj* e, posteriormente, as distâncias
174 filogenética das espécies, par a par, foram calculadas com o auxílio do módulo *PhyDist*. Os
175 cálculos foram realizados no software *Phylocom 4.1* (Webb et al. 2008).

176

177 2.5 Filtros ambientais

178 Com base na imagem digital da área de estudo obtida através da combinação de
179 imagens dos satélites *Landsat* e *Spot*, juntamente com um conjunto de 160 fotografias aéreas
180 (ver mais detalhes em Santos et al. 2008), foram obtidas as métricas dos fragmentos
181 utilizando-se os programas de Sistema de Informações Geográficas *ArcGis 9.2* e *ERDAS*
182 *Imagine 8.0*. Foram geradas quatro métricas que descrevem os filtros ambientais: (i) área do
183 fragmento, (ii) índice de forma (Laurance & Yensen 1991), (iii) distância da borda (distância
184 da parcela amostrada para a borda mais próxima da floresta) e (iv) conectividade (percentual
185 de floresta presente ao redor de 1 km do fragmento selecionado). Para reduzir os desvios de
186 normalidade, os valores de área dos fragmentos, índice de forma e distância da borda foram

187 transformados em \log_{10} , e os de conectividade foram transformados em arcosseno (Zar
188 1998). Os filtros ambientais, aqui escolhidos, indicam que: quanto menor área do fragmento,
189 distância da borda, conectividade; e quanto maior o índice de forma, aumentam a restrição
190 ambiental.

191

192 2.6 Análise de dados

193 Para a realização da análise dos dados, foi utilizada a metodologia descrita por Pillar et
194 al. (2009) e Pillar & Duarte (2010) que permite uma análise integrada em nível de
195 metacomunidade detectando padrões de convergência e divergência ao longo dos gradientes
196 ambientais. A análise faz uso de quatro matrizes: (1) matriz **W** com a abundância das espécies
197 por parcela, (2) matriz **SF** com as distâncias filogenéticas, (3) matriz **B** com as espécies por
198 atributos funcionais, e (4) matriz **E** com os gradientes ambientais. Posteriormente, com base
199 nestas matrizes foi calculada a similaridade entre a composição dos tipos funcionais
200 ponderada pela abundância (**X**), a média dos atributos ponderada pela abundância (**T**) e a
201 estrutura filogenética (**P**). Neste trabalho, cada espécie correspondeu a um tipo funcional e as
202 variáveis ambientais foram analisadas uma de cada vez. Os atributos foram analisados
203 isoladamente, todos juntos e em subconjuntos que maximizavam alguma das correlações entre
204 as matrizes de similaridade obtidas. A análise encontra-se implementada no software *SYNCSA*
205 *ver. 2.6.9* (disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/SYNCSA.html>). A seguir, a
206 análise é explicada de forma sintética, com uma rotina que consiste em: (1) verificar a
207 existência de padrões de convergência funcional ao longo dos gradientes ambientais ($TCAP_E$),
208 a partir da correlação das matrizes $\rho(\mathbf{TE}) = \rho(\mathbf{D}_T; \mathbf{D}_E)$, onde **D_T** e **D_E** são matrizes de
209 dissimilaridade entre as comunidades. A correlação $\rho(\mathbf{TE})$ indica que direta ou indiretamente
210 o $TCAP_E$ resulta de processos relacionados à filtragem ambiental (Keddy 1992; Weiher et al
211 1998); (2) verificar se em algum ponto no gradiente ambiental existem padrões de divergência

212 funcional (TDAP_E) a partir da correlação das matrizes $\rho(\mathbf{XE}) = \rho(\mathbf{D}_X, \mathbf{D}_E)$. Para isso, retira-se
 213 o efeito da convergência $\rho(\mathbf{TE})$ de $\rho(\mathbf{XE})$ usando a correlação parcial de Mantel. Como
 214 resultado tem-se a correlação $\rho(\mathbf{XE.T})$ que mede o nível de congruência entre TDAP_E e
 215 gradientes ambientais. A correlação $\rho(\mathbf{XE.T})$ indica direta ou indiretamente que o TDAP_E
 216 pode ser resultado de processos relacionados com interações bióticas (Wilson 2007). Tanto a
 217 convergência quanto a divergência de atributos foram realizadas após a determinação de
 218 atributos funcionais subgrupos ótimos de traços que maximizam a percepção desses padrões
 219 relacionados aos gradientes da paisagem. E por fim, (3) identificar sinais filogenéticos no
 220 nível de espécies e entre as comunidades relacionados a TCAP ou TDAP, considerando
 221 subgrupo de traços específicos. O sinal filogenético em nível de espécies (**PSS**) é dado por
 222 ($\rho(\mathbf{BF})$), que é resultado da correlação entre as matrizes de semelhança filogenética das
 223 espécies (**S_F**) e a de semelhança de traços (**S_B**). O sinal filogenético em nível de
 224 metacomunidade relacionada à TCAP (**PSM_T**) é dado por $\rho(\mathbf{PT})$, que é resultado da
 225 correlação entre as matrizes de distâncias (**D_P**) e (**D_T**), calculadas usando as matrizes **P** e **T**. O
 226 sinal filogenético é esperado quando as comunidades são mais semelhantes em termos de
 227 estrutura filogenética e também são semelhantes em relação aos seus valores médios de
 228 características. O sinal filogenético em nível de metacomunidade relacionada à TDAP
 229 (**PSM_{X,T}**) é dado pela correlação $\rho(\mathbf{PX.T}) = \rho(\mathbf{D}_P; \mathbf{D}_X; \mathbf{D}_T)$, onde **D_P** é a matriz de distâncias
 230 filogenética e **D_X** é a matriz de distâncias da comunidade computada após a ponderação e a
 231 remoção do efeito do TCAP (**D_T**). A correlação indica que a estrutura filogenética das
 232 comunidades é associada às interações bióticas, sendo importante nas regras de montagem da
 233 comunidade. Os resultados das correlações são testados contra modelos nulos específicos
 234 (mais detalhes de toda a rotina ver em Pillar & Duarte 2010).

235 Para explorar melhor os resultados de convergência funcional, foram correlacionados
 236 os valores do gradiente ambiental com os valores de média ponderada (**CWM**) dos traços (ou

237 subgrupos de traços) nas comunidades. No caso de divergência funcional, foram
238 correlacionados os valores do gradiente ambiental com a (i) diversidade funcional e (ii) com a
239 diversidade filogenética das comunidades. Por fim, uma possível conservação filogenética de
240 nicho foi explorada através das correlações [$\rho(\mathbf{PE})$], que buscam congruência entre a matriz
241 de dissimilaridade filogenética das comunidades (\mathbf{P}) e os gradientes ambientais (\mathbf{E}); e
242 [$\rho(\mathbf{TE.P})$] que buscam o nível de congruência entre a matriz de dissimilaridade funcional (\mathbf{T})
243 das comunidades e o gradiente ambiental (\mathbf{E}), controlando-se o efeito da filogenia (\mathbf{P}).

244

245 **3. Resultados**

246 3.1 Tcap/Tdap

247 Embora os estados de atributos apresentem grande variação na metacomunidade,
248 nenhum atributo ou subgrupo de atributos possibilitou a percepção de padrões convergentes
249 ou divergentes através das correlações de *Mantel* TCAP e TDAP (Tabela 1). Também não
250 houve relação significativa da média ponderada dos atributos na comunidade com os
251 gradientes ambientais, indicando inexistência de filtro ambiental para os atributos estudados
252 (área, conectividade, índice de forma e distância para a borda mais próxima dos fragmentos;
253 Tabela 2). O mesmo foi visto para os valores de diversidade funcional e filogenética das
254 comunidades, apresentando uma divergência funcional e filogenética pouco perceptível ou
255 inexistente para a assembléia de plântulas (Tabela 2).

256

257 3.2. Filogenia

258 Os resultados indicaram que nenhum dos atributos ou subgrupos de atributos ótimos
259 de padrões convergentes ou divergentes expressou sinal filogenético no nível do pool de
260 espécies [$r(\mathbf{BF})$], portanto, não havendo correlação entre estrutura funcional e filogenética das
261 espécies (Tabela 1). Por outro lado, pode-se notar congruência significativa entre a estrutura

262 funcional e filogenética em nível de comunidade, considerando o efeito do filtro ambiental -
263 índice de forma dos fragmentos - sobre o posicionamento das espécies no estrato vertical e
264 tamanho das sementes das espécies (Tabela 1), ou seja, comunidades mais similares
265 nessas estruturas funcionais também são mais similares filogeneticamente (embora não tenha
266 padrão convergente significativo para estes atributos funcionais). Por fim, os resultados
267 significativos entre a estrutura filogenética das comunidades e os gradientes ambientais, e não
268 significativos entre estrutura funcional e os gradientes ambientais, quando se controla o efeito
269 da filogenia, sugerem a ocorrência de conservação filogenética do nicho na assembleia de
270 plântulas (Tabela 3).

271

272 **4. Discussão**

273 Este estudo suporta a ideia de que os gradientes da paisagem não exerceram influência
274 significativa sobre o padrão de organização funcional da comunidade de plântulas na
275 paisagem, uma vez que não foi identificada a convergência e nem divergência de atributos
276 relacionados aos gradientes propostos. Além disso, não houve relação da diversidade
277 funcional com os gradientes da paisagem, sugerindo, assim, uma baixa variação na
278 distribuição dos tipos funcionais de plantas em toda a metacomunidade.

279 Alguns estudos empíricos apontam características como o nível de nitrogênio no solo
280 como determinante para o estabelecimento e desenvolvimento de tipos funcionais de plântulas
281 com necessidades fisiológicas específicas (Pillar et al. 2009). Schleicher et al. (2011)
282 observaram as respostas das plantas à fragmentação e por outro lado, não encontraram
283 aumento de traços funcionais relacionados com a capacidade de dispersão e persistência local
284 das espécies. Além disso, outro estudo sugere que áreas de pastagem não são capazes de
285 filtrar as espécies com base em seus traços de sementes e nem de criar novas possibilidades de
286 recrutamento para as espécies de plantas com características de sementes que divergem das

287 dominantes já presentes no sistema (Viard-Crétata et al. 2011). Embora o filtro ambiental seja
288 uma das principais regras de montagem de assembleias de plantas (Diamond 1975; Keddy
289 1992), a ocorrência dos tipos funcionais, aqui estudados, nos pequenos fragmentos florestais
290 (<100 ha) parece ser indiferente à variação dos gradientes ambientais. Este fato poderia ser
291 explicado porque a variação dos fragmentos florestais escolhidos parece ser muito
292 semelhante, entretanto, o coeficiente de variação dos quatro gradientes (área do fragmento,
293 índice de forma, distância da borda e conectividade) foi maior que 45%, indicando um
294 conjunto de dados heterogêneo (Gottelli & Allison 2011). Então, isso pode ser explicado pelo
295 fato que o estabelecimento desses tipos funcionais possivelmente esteja relacionado a eventos
296 estocásticos, tais como a chance aleatória de se dispersar e de atingir sítios seguros. É bem
297 difundido na literatura que vários desses fatores influenciam o recrutamento das plântulas
298 (ex.: sítios seguros, competição, herbivoria) e que, de alguma forma, os filtros ambientais
299 deveriam influenciar em toda essa imensa variação (Eriksson & Eriksson 1998), além da
300 própria probabilidade do recrutamento depender da frequência de cada espécie entre os
301 propágulos já presentes no sistema, o chamado “*lottery recruitment*” (Grubb 1977; Lamont &
302 Witkowski 1995). Essas afirmações tornam-se razoáveis se considerarmos que grande parte
303 das interações e processos ecológicos em paisagens fragmentadas sofrem efeitos
304 idiossincráticos do histórico de fragmentação de cada área. Nosso estudo aponta uma ausência
305 de sinal filogenético considerando o *pool* de espécies. Porém, no nível de comunidade,
306 considerando a combinação dos atributos posição no estrato vertical da floresta e o tamanho
307 das sementes, percebe-se que as comunidades mais semelhantes para estes atributos também
308 são mais semelhantes filogeneticamente, não descartando assim, a importância da estrutura
309 filogenética na organização da comunidade de plântulas. A escala de estudo pode ser
310 importante para a interpretação desse achado. Em escalas maiores, espécies filogeneticamente
311 mais próximas e mais parecidas funcionalmente são filtradas pelo ambiente e podem co-

312 ocorrer. No entanto, em escalas menores, espécies muito parecidas não vão ocorrer juntas por
313 causa da forte competição e por processos neutros que envolvem a capacidade de ocupar
314 locais disponíveis (ver a teoria da similaridade limitante - McArthur & Levins 1967; Huston
315 1979; Ricklefs 1987), levando assim, a mudanças nas conclusões sobre a estrutura
316 filogenética. Como exemplos na literatura que mostram que espécies mais próximas
317 filogeneticamente podem ser mais distantes morfológica e ecologicamente (Losos 2000;
318 Blomberg et al. 2003; Cavender-Bares et al. 2009). Além disso, escalas espaciais maiores
319 apresentam alta heterogeneidade e permitem que diferentes grupos de espécies se distribuam
320 por diferentes tipos de habitats, conseqüentemente, aumentando as diversidades gama e beta.
321 Por outro lado, escalas espaciais menores, apresentam maior homogeneidade do habitat e
322 deve aumentar a importância da similaridade limitante, tornando-se uma restrição
323 predominante para a coocorrência de espécies com características similares (Webb et al.
324 2002). Além do que, um estudo realizado na mesma área de estudo, sugere que, os dois
325 séculos de fragmentação na paisagem não foram longos o suficiente para permitir o
326 agrupamento filogenético para as árvores adultas, sendo contra a ideia de que as espécies de
327 árvores que desaparecem primeiro de paisagens fragmentadas compartilham os mesmos
328 traços de história de vida (Santos et al. 2010).

329 Neste estudo sugerimos que o componente filogenético da assembleia de plântulas em
330 paisagens severamente fragmentadas deva ser tratado: (a) como mecanismo imprescindível na
331 montagem das comunidades vegetais em paisagens tropicais, e (b) como modelo para outros
332 estudos que possam enfatizar a importância de integrar diversas escalas espaciais em suas
333 metodologias. Estes dois fatores são extremamente importantes para a compreensão dos
334 processos que mediam a composição e a estrutura das comunidades de plantas.

335

336 **Referências**

- 337 Aguiar, A.V. & Tabarelli, M. 2010. Edge effects and seedling bank depletion: the role played
338 by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic forest.
339 *Biotropica* 42: 158–166.
- 340 APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders
341 and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:
342 105–121.
- 343 Blomberg, S.P. & Garland, T.Jr. 2002. Tempo and mode in evolution: phylogenetic inertia,
344 adaptation and comparative methods. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 899–910.
- 345 Blomberg, S.P., Garland, T.Jr. & Ives, A.R. 2003. Testing for phylogenetic signal in
346 comparative data: behavioral traits are more labile. *Evolution* 57: 717–745.
- 347 Brandt, R. & Navas, C.A. 2011. Life-history evolution on Tropidurinae lizards: influence of
348 lineage, body size and climate. *PLoS One* 6: e20040.
- 349 Carvalho, G.H., Cianciaruso, M.V. & Batalha, M.A. 2010. Plantminer: a web tool for
350 checking and gathering plant species taxonomic information. *Environmental Modelling &*
351 *Software* 25: 815–816.
- 352 Cavender-Bares, J., Ackerly, D.D., Baum, D.A. & Bazzaz, F.A. 2004. Phylogenetic
353 overdispersion in Floridian oak communities. *American Naturalist* 163: 823–843.
- 354 Cavender-Bares, J., Kozak, K.H., Fine, P.V.A. & Kembel, S.W. 2009. The merging of
355 community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters* 12: 693–715.
- 356 Clements, F.E. 1928. *Plant succession and indicators*. The H.W. Wilson Company, New
357 York, US.
- 358 Cordeiro, N.J. & Howe, H.F. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals on African
359 forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733–1741.

- 360 Denslow, J.S. 1987. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. *Annual Review of*
361 *Ecology and Systematics* 18: 432–452.
- 362 Diamond, J.M. 1975. Assembly of species communities. In: Diamond, J.M. & Cody, M.L.
363 (eds.) *Ecology and evolution of communities*, pp. 342–44. Harvard University Press,
364 Cambridge, MA, US.
- 365 Dziock, F., Gerisch, M., Siegert, M., Hering, I., Scholz, M. & Ernst, R. 2011. Reproducing or
366 dispersing? Using trait based-habitat templet models to analyse Orthoptera response to
367 flooding and land use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 145: 85–94.
- 368 Eriksson, O. & Eriksson, A. 1998. Effects of arrival order and seed size on germination of
369 grassland plants: are there assembly rules during recruitment? *Ecological Research* 13:
370 229–239.
- 371 Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses
372 to habitat fragmentation. *Biological Review* 81: 117–142.
- 373 Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology,*
374 *Evolution and Systematic* 34: 487–515.
- 375 Gilbert, B., Wright, S.J., Muller-Landau, H.C., Kitajima, K. & Hernandez, A. 2006. Life
376 history trade-offs in tropical trees and lianas. *Ecology* 87: 1281–1288.
- 377 Girão, L.C., Lopes, A.V., Tabarelli, M. & Bruna, E.M. 2007. Changes in tree reproductive
378 traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. *PLoS One*. 2:
379 e908.
- 380 Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the*
381 *Torrey Botanical Club* 53: 7–26.
- 382 Gotelli, N.J.; Ellison, A.M. 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed, Porto
383 Alegre, 1^a ed. 528 p.

- 384 Grillo, A.S., Oliveira, M.A. & Tabarelli, M. 2006. Árvores. In: Pôrto, C., Almeida- Cortez
385 J.S. & Tabarelli M. (eds.) *Diversidade biológica e conservação da floresta Atlântica ao*
386 *norte do rio São Francisco*, pp. 191–216. Série Biodiversidade nº14, Ministério do Meio
387 Ambiente, Brasília, BR.
- 388 Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance
389 of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107–145.
- 390 Hartshorn, G.S. 1978. Treefalls and tropical forest dynamics. In: Tomlinson P.B. &
391 Zimmermann M.H. (eds.) *Tropical trees as living systems*, pp. 617–638. Cambridge
392 University Press, NY, US.
- 393 Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. 2004. Predictors of species
394 sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207–251.
- 395 Hobbs, R.J. & Yates, C.J. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations:
396 generalizing the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany* 51: 471–488.
- 397 Horvitz, C.C. & Schemske, D.W. 1994. Effects of dispersers, gaps and predators on
398 dormancy and seedling emergence in a tropical herb. *Ecology* 75: 1949–1958.
- 399 Howe, H.F. & Miriti, M.N. 2004. When seed dispersal matters. *BioScience* 54: 651–660.
- 400 Hubbell, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton
401 University Press, Princeton, New Jersey, US.
- 402 Huston, M.A. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113:
403 81–101.
- 404 IBGE. 1985. *Atlas nacional do Brasil: região nordeste*. Instituto Brasileiro de Geografia e
405 *Estatística*. Rio de Janeiro, BR.
- 406 Keddy, P. & Weiher, E. 1999. Introduction - the scope and goals of research on assembly
407 rules. In: Weiher, E. & Keddy, P. (eds.) *Ecological assembly rules: perspectives,*
408 *advances, retreats*, pp. 1–20. Cambridge University Press, Cambridge, MA, US.

- 409 Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community
410 ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157–164.
- 411 Lamont, B.B. & Witkowski, E.T.F. 1995. A test for lottery recruitment among four *Banksia*
412 species based on their demography and biological attributes. *Oecologia* 101: 299–308.
- 413 Laurance, W.F. & Yensen, E. 1991. Predicting impacts of edge effects in fragmented habitats.
414 *Biological Conservation* 55: 77–92.
- 415 Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant
416 species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- 417 Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change*. Island
418 Press, Washington, D.C.
- 419 Lopes, A.V., Girao, L.C., Santos, B.A., Peres, C.A. & Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion
420 of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological*
421 *Conservation* 142: 1154–1165.
- 422 Losos, J.B. 2000. Ecological character displacement and the study of adaptation. *Proceedings*
423 *of the National Academy of Sciences* 97: 5693–5695.
- 424 Losos, J.B. 2008. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship
425 between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecology*
426 *Letters* 11: 995–1007.
- 427 MacArthur, R.H. & Levins, R. 1967. The limiting similarity convergence and divergence of
428 coexisting species. *American Naturalist* 101: 377–385.
- 429 Martínez-Ramos, M. & Alvarez-Buylla, E.R. 1998. How old are tropical rain forest trees?
430 *Trends in Plant Science* 3: 400–405.
- 431 Melo, F.P.L., Dirzo, R. & Tabarelli, M. 2006. Biased seed rain in forest edges: evidence from
432 the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 132: 50–60.

- 433 Mori, S.A., Mattos-Silva, L. A., Lisboa, G. & Coradin, L. 1985. *Manual de manejo do*
434 *herbário fanerogâmico*. 2^a ed. CEPLAC, Ilhéus, BR.
- 435 Oliveira, M.A., Grillo, A.S. & Tabarelli, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest:
436 drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38: 389–394.
- 437 Oliveira, M.A., Santos, A.M.M. & Tabarelli, M. 2008. Profound impoverishment of the large-
438 tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and*
439 *Management* 256: 1910–1917.
- 440 Ozinga, W.A., Römermann, C., Bekker, R.M., Prinzing, A., Tamis, W.L.M., Schaminée,
441 J.H.J., Hennekens, S.M., Thompson, K., Poschlod, P., Kleyer, M., Bakker, J.P. & van
442 Groenendael, J.M. 2009. Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe.
443 *Ecology Letters* 12: 66–74.
- 444 Pillar, V.D. & Duarte, L.D.S. 2010. A framework for metacommunity analysis of
445 phylogenetic structure. *Ecology Letters* 13: 587–596.
- 446 Pillar, V.D., Duarte, L.D.S., Sosinski, E.E. & Joner, F. 2009. Discriminating trait-
447 convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients.
448 *Journal of Vegetation Science* 20: 334–348.
- 449 Prinzing, A. 2001. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism.
450 *Proceedings of the Royal Society of London B* 268: 2383–2389.
- 451 Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes.
452 *Science* 235: 16–171.
- 453 Roda, S.A. 2003. *Aves do centro de endemismo Pernambuco, composição, biogeografia e*
454 *conservação*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Pará, Belém, PA.
- 455 Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C.E., Tabarelli, M. 2010. Edge-related loss of
456 tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Plos One*
457 5: e12625.

- 458 Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P. & Tabarelli, M. 2008.
459 Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of
460 northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141: 249–260.
- 461 Schleicher, A., Biedermann, R. & Kleyer, M. 2011. Dispersal traits determine plant response
462 to habitat connectivity in an urban landscape. *Landscape Ecology* 26: 529–540.
- 463 Schupp, E.W. & Fuentes, M. 1995. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of
464 plant population ecology. *Ecoscience* 2: 267–275.
- 465 Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the
466 Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72–74.
- 467 Swaine, M. D. & Whitmore, T.C. 1988. On definition of ecological species groups in tropical
468 rain forests. *Vegetatio* 75: 81–86.
- 469 Tabarelli, M. & Peres, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian
470 Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165–
471 176.
- 472 Tabarelli, M., Lopes, A.V. & Peres, C.A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments
473 towards an early-successional system. *Biotropica* 40: 657–661.
- 474 Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant
475 guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological*
476 *Conservation* 91: 119–127.
- 477 Tabarelli, M., Siqueira Filho, J.A. & Santos, A.M.M. 2006. A Floresta Atlântica ao norte do
478 rio São Francisco. In: Pôrto, K., Almeida-Cortez, J. & Tabarelli, M. (orgs.) *Diversidade*
479 *Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco*, pp. 25–
480 40. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, BR.
- 481 Valiente-Banuet, A. & Verdú, M. 2007. Facilitation can increase the phylogenetic diversity of
482 plant communities. *Ecology Letters* 10: 1029–1036.

- 483 van der Pijl, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. Springer, Berlin, Germany.
- 484 Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação*
485 *brasileira adaptada a um sistema universal*. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística,
486 Rio de Janeiro, BR.
- 487 Viard-Crétat, F., de Belloa, F., Eriksson, O., Colace, M., Lavorel, S. 2011. Filtering of seed
488 traits revealed by convergence and divergence patterns in subalpine grasslands. *Basic and*
489 *Applied Ecology* 12: 423–431.
- 490 Webb, C.O. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An
491 example for rain forest trees. *American Naturalist* 156: 145–155.
- 492 Webb, C.O., Ackerly, D.D. & Kembel, S.W. 2008. Phylocom: software for the analysis of
493 phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics* 24: 2098–2100.
- 494 Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and
495 community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 475–505.
- 496 Weiher, E. & Keddy, P. A. 1999. *Ecological Assembly Rules – Perspectives, advances,*
497 *retreats*. Cambridge University Press, Cambridge.
- 498 Weiher, E., Paul Clarke, G.D. & Keddy, P.A. 1998. Community assembly rules,
499 morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos* 81: 309–322.
- 500 Wiens, J.J. & Graham, C.H. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and
501 conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 519–
502 539.
- 503 Wilson, J.B. 1989. A null model of guild proportionality, applied to stratification of a New-
504 Zealand temperate rain-forest. *Oecologia* 80: 263–267.
- 505 Wilson, J.B. 1999. Assembly rules in plant communities. In: Weiher, E. & Keddy, P.A. (eds.)
506 *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*, pp.130–164. Cambridge
507 University Press, Cambridge, MA, US.

508 Wilson, J.B. 2007. Trait-divergence assembly rules have been demonstrated: Limiting
509 similarity lives! A reply to Grime. *Journal of Vegetation Science* 18: 451–452.

510 Zar, J.H. 1998. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey, US.

511

512 **Tabela 1.** Sinal filogenético no nível de espécie [$\rho(\text{BF})$]; comunidade [$\rho(\text{PT})$ e $\rho(\text{PX.T})$] apenas para atributos ou grupos de atributos que
 513 maximizaram TCAP ou TDAP; e correlações TCAP [$\rho(\text{TE})$] e TDAP [$\rho(\text{XE.T})$] com gradientes de área, conectividade, índice de forma e
 514 distância da borda, para todos atributos e subgrupos ótimos, na assembleia de plântulas em 10 fragmentos de Floresta Atlântica.

Subgrupos	Sinal Filogenético			Padrões de montagem funcional							
	Espécie		Metacomunidade	Convergência - TCAP $\rho(\text{TE})$				Divergência - TDAP $\rho(\text{XE.T})$			
	$\rho(\text{BF})$	$\rho(\text{PT})$	$\rho(\text{PX.T})$	Área	Conecti- vidade	Índice de forma	Distância da borda	Área	Conecti- vidade	Índice de forma	Distância da borda
Rn †	0,0154	0,1263	0,0000	-0,0485	-0,0611	0,0762	0,0874	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
St ¶ ¥	-0,0025	0,3670	-0,5005	-0,1771	0,0111	0,0755	-0,0690	0,1974*	0,0921	-0,1298	-0,1161
Ss	0,0192	-	-	-0,2303	-0,1011	0,1046	-0,0955	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Ds ☒	-0,0443	-0,1469	0,0000	-0,0044	-0,0387	-0,0061	-0,0276	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Rn; Ds €	0,0193	0,1029	0,5941	-	-0,0843	-	-	-	0,1708	-	-
St; Ss † § £	0,0152	0,8291***	0,0136	-	-	0,1091	-0,1260	-	-	0,1329	0,1616*
Todas características	-0,0055	-	-	-0,2729	-0,1333	0,1063	-0,1015	0,0413	-0,0172	-0,0990	-0,0379

515 **Rn** = Regeneration niche; **St** = stratification; **Ss** = Seed size and **Ds** = Dispersion syndrome; † trait subset maximizing TCAP on edge-distance gradient; ¶ trait subset
 516 maximizing TDAP on area gradient, ¥ traits subset maximizing TCAP on connectivity gradient trait subset maximizing TCAP on area gradient; € trait subset
 517 maximizing TDAP on connectivity gradient; † trait subset maximizing TCAP on shape index gradient; § trait subset maximizing TDAP on shape index gradient; £ trait
 518 subset maximizing TDAP on edge-distance gradient; In bold, optimal subset of traits maximizing TCAP/TDAP. Statistical significance at $\alpha = 0.1$ *, $\alpha = 0.05$ **, $\alpha =$
 519 0.01 ***.

Tabela 2. Regressões lineares entre média ponderada dos atributos (CWM), diversidade funcional e filogenética (Entropia Quadrática de Rao) em relação aos gradientes de área, conectividade, índice de forma e distância da borda na assembleia de plântulas em 10 fragmentos de Floresta Atlântica. Nenhuma regressão foi significativa.

	Regressões lineares (r^2)			
	Área	Conectividade	Índice de forma	Distância da borda
Estratégia de regeneração (CWM)	0,02	0,04	0,00	0,20
Estratificação vertical (CWM)	0,10	0,13	0,00	0,16
Modo de dispersão (CWM)	0,02	0,06	0,22	0,13
Tamanho de semente (CWM)	0,03	0,14	0,03	0,15
Diversidade funcional (Rao)	0,01	0,02	0,07	0,16
Diversidade filogenética (Rao)	0,08	0,26	0,12	0,20

Tabela 3. Avaliação de conservação filogenética de nicho. Correlação-Mantel - filogenia e gradiente índice de forma [ρ (PE)] e Correlação-Mantel - estrutura funcional e gradiente índice de forma, controlando filogenia [ρ (TE.P)].

Correlação	(ρ)	P-valor
Correlação-Mantel (PE)	0,3839	0,0290
Correlação-Mantel (TE.P)	-0,4052	0,9990

5. CONCLUSÕES:

- ✓ Paisagens severamente fragmentadas, como a Mata Atlântica do Nordeste brasileiro, tendem a reter apenas um subconjunto não aleatório de espécies de plântulas da flora de origem (antes da fragmentação); impulsionado principalmente por um processo de degeneração do ecossistema, o qual facilitou o recrutamento e crescimento de espécies pioneiras e suprimiu o recrutamento das espécies tolerantes à sombra.
- ✓ A proliferação de espécies pioneiras nativas na assembleia de plântulas teve o mesmo papel das espécies “ganhadoras” definidas na homogeneização biótica.
- ✓ As paisagens de Mata Atlântica, severamente fragmentadas, apresentaram diferenciação taxonômica da flora de plântulas, o que pode influenciar nas trajetórias sucessionais e a manutenção da biodiversidade nestas paisagens.
- ✓ Os gradientes ambientais (área, índice forma, distância da borda e conectividade), aqui estudados, não exerceram influência no padrão de organização funcional da comunidade de plântulas de áreas fragmentadas de Mata atlântica Nordestina.

6. RESUMO

A fragmentação e perda de habitat vêm conduzindo um retrocesso na trajetória sucessional das comunidades árvores adultas, com perdas não aleatórias de grupos funcionais e proliferação de espécies pioneiras, alterando o potencial de regeneração da floresta. Esta tese de doutorado investigou como as modificações antrópicas na paisagem afetaram os padrões estruturais, funcionais e filogenéticos das assembleias de plântulas em uma paisagem severamente fragmentada de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Este estudo sugere o empobrecimento funcional da assembleia de plântulas, sendo a flora composta em sua maioria por espécies de plantas pioneiras, contribuindo, assim, para a simplificação funcional e a diferenciação florística da flora local. Além disso, esta tese suporta a ideia de que os gradientes da paisagem não exerceram influência significativa sobre o padrão de convergência e divergência de atributos na comunidade de plântulas na paisagem, como também, nenhum sinal filogenético foi detectado quando considerado o *pool* de espécies. Porém, no nível de comunidade, as comunidades mais semelhantes entre atributos funcionais também foram mais semelhantes filogeneticamente, não descartando assim, a importância da estrutura filogenética na organização da comunidade de plântulas. Deste modo, a modificação na assembleia de plântulas terá consequências na regeneração da floresta, levando a alterações subsequentes no funcionamento do ecossistema, com mudanças na sua estabilidade e resiliência. Portanto, este tema apresenta profundas implicações para a conservação da biodiversidade e é de fundamental importância na previsão da biodiversidade em paisagens fragmentadas.

Palavras-chave: Fragmentação florestal, plântulas, regras de montagem, homogeneização biótica.

7. ABSTRACT

Fragmentation and loss of habitat have been conducting a setback in succession trajectory of adult trees communities with no random loss of functional groups and proliferation of pioneer species, altering the potential for forest regeneration. This thesis investigated how the anthropogenic landscape modifications affected the structural, functional and phylogenetic patterns of the seedlings in a severely fragmented landscape of the Atlantic Forest in northeastern Brazil. This study suggests the depletion of functional assembly of seedlings, and the flora composed mostly of species of native plants, thereby contributing to the functional simplification and floristic differentiation of the local flora. Furthermore, this study supports the idea that the gradients of the landscape does not have any significant influence on the pattern of convergence and divergence of the community attributes of seedlings in the landscape, but also, no phylogenetic signal was detected when considering the species pool. However, at the community level is noticed that the most similar communities across functional attributes were also more phylogenetically similar, not discarding thus the importance of phylogenetic structure in the organization of the seedling community. Thus, the change in the assembly of seedlings will have consequences in forest regeneration, leading to subsequent changes in ecosystem functioning, with changes in its stability and resilience. Therefore, this issue has profound implications for biodiversity conservation and is of fundamental importance in the prediction of biodiversity in fragmented landscapes.

Key words: Forest fragmentation, seedling, assembly rules, homogenization biotic.

8. ANEXO

8.1. Normas para publicação no periódico BIOTROPICA

BIOTROPICA – JOURNAL OF THE ASSOCIATION FOR TROPICAL BIOLOGY AND CONSERVATION

CHECKLIST FOR PREPARATION OF MANUSCRIPTS AND ILLUSTRATIONS (updated February 2010)

Online submission and review of manuscripts is mandatory effective 01 January 2005.

Please format your paper according to these instructions and then go to the following website to submit your manuscript (<http://mc.manuscriptcentral.com/bitrop>). Contact the BIOTROPICA Office for assistance if you are unable to submit your manuscript via Manuscript Central (biotropica@env.ethz.ch).

Authors are requested to provide a **cover letter** that details the **novelty, relevance** and **implications** of their work, and a brief explanation of the suitability of the work for BIOTROPICA. The number of words in the manuscript should also be given in the cover letter.

Owing to limited space within Biotropica we ask authors to place figures and tables that do not have central relevance to the manuscript as online Supporting Information (SI). SI accompanies the online version of a manuscript and will be fully accessible to everyone with electronic access to Biotropica. Authors are welcome to submit supplementary information, including photographs, for inclusion as SI, although all such material must be cited in the text of the printed manuscript. The Editor reserves the right to make decisions regarding tables, figures and other materials in SI. If authors disagree with the Editor's decision, they could ask for such tables and figures to be included in the printed article on the condition that the authors cover the additional page charges incurred at the rate of US \$60 per page.

I. General Instructions

- Publication must be in English, but second abstract in other languages (such as Spanish, French, Portuguese, Hindi, Arabic, Chinese etc.) may be published as online Supporting Information. BIOTROPICA offers assistance in editing manuscripts if this is required (see English Editorial Assistance below). Second abstracts will **not** be copy-edited and the author(s) must take full responsibility for content and quality.
- Manuscripts may be submitted in the following categories, based on these suggested word limits:
 - Paper (up to 5000 words)
 - Insights (up to 2000 words)
 - Review (up to 8000 words)
 - Commentary (up to 2000 words)
 Word counts exclude title page, abstract(s), literature cited, tables, figures, or appendices.
- Use 8.5" x 11" page size (letter size). Double space everything, including tables, figure legends, abstract, and literature cited.
- Use a 1" margin on all sides. Align left. Avoid hyphens or dashes at ends of lines; do not divide a word at the end of a line.
- Use standard 12 point type (Times New Roman).
- Indent all but the first paragraph of each section.
- Use italics instead of underline throughout. Italicize non-English words such as *e.g.*, *i.e.*, *et al.*, *cf.*, *ca.*, *n.b.*, *post-hoc*, and *sensu* (the exceptions being 'vs.' and 'etc.').
- Include page number in the centre of all pages. Do use line numbering starting on each page.
- Cite each figure and table in the text. Tables and figures must be numbered in the order in which they are cited in the text.
- Use these abbreviations: yr (singular & plural), mo, wk, d, h, min, sec, diam, km, cm, mm, ha, kg, g, L, g/m²
- For units, avoid use of negative numbers as superscripts: use the notation /m² rather than m⁻².
- Write out other abbreviations the first time they are used in the text; abbreviate thereafter: "El Niño Southern Oscillation (ENSO) . . ."
- Numbers: Write out one to ten unless a measurement (*e.g.*, four trees, 6 mm, 35 sites, 7 yr, 10 × 5 m, > 7 m, ± SE) or in combination with other numbers (*e.g.*, 5 bees and 12 wasps). Use a comma as a separator in numbers with **more than** four digits (*i.e.*, 1000, but 10,000); use decimal points as in 0.13; 21°C (no spaces); use dashes to indicate a set location of a given size (*e.g.*, 1-ha plot).
- Spell out 'percent' except when used in parentheses (20%) and for 95% CI.
- Statistical abbreviations: Use italics for *P*, *N*, *t*, *F*, *R*, *r*, *G*, *U*, *N*, χ (italics, superscripts non-italics); but use roman for: df, SD, SE, SEM, CI, two-way ANOVA, ns
- Dates: 10 December 1997; Times: 0930 h, 2130 h
- Latitude and Longitude are expressed as: 10°34'21" N, 14°26'12" W
- Above sea level is expressed as: asl

- Regions: SE Asia, UK (no periods), but note that U.S.A. includes periods.
- Geographical place names should use the English spelling in the text (Zurich, Florence, Brazil), but authors may use their preferred spelling when listing their affiliation (Zürich, Firenze, Brasil).
- Lists in the text should follow the style: ... : (1)... ; (2)...; and (3)..., as in, “The aims of the study were to: (1) evaluate pollination success in *Medusagyne oppositifolia*; (2) quantify gene flow between populations; and (3) score seed set.”
- Each reference cited in text must be listed in the Literature Cited section, and vice versa. Double check for consistency, spelling and details of publication, including city and country of publisher.
- For manuscripts ACCEPTED for publication but not yet published, cite as Yaz (in press) or (Yaz, in press). Materials already published online can be cited using the digital object identifier (doi)
- Literature citations in the text are as follows:
 - One author: Yaz (1992) or (Yaz 1992)
 - Two authors: Yaz and Ramirez (1992); (Yaz & Ramirez 1992)
 - Three or more authors: Yaz *et al.* (1992), but include ALL authors in the literature cited section.
- Cite unpublished materials or papers not in press as (J. Yaz, pers. obs.) or (J. Yaz, unpubl. data). Initials and last name must be provided. ‘In prep’ or ‘submitted’ are NOT acceptable, and we encourage authors not to use ‘pers. obs.’ or ‘unpubl. data’ unless absolutely necessary. Personal communications are cited as (K. A. Liston, pers. comm.).
- Use commas (Yaz & Taz 1981, Ramirez 1983) to separate citations, BUT use semicolon for different types of citations (Fig. 4; Table 2) or with multiple dates per author (Yaz *et al.* 1982a, b; Taz 1990, 1991). Order references by year, then alphabetical (Azy 1980, Yaz 1980, Azy 1985).
- Assemble manuscripts in this order:
 - Title page
 - Abstract (s)
 - Key words
 - Text
 - Acknowledgments (spelled like this)
 - Literature cited
 - Tables
 - Appendix (when applicable)
 - Figure legends (one page)
 - Figures
- For the review purpose, submit the entire manuscript, with Tables, Figure legends and Figures embedded at the end of the manuscript text, as a Microsoft Word for Windows document (*.doc), or equivalent for Mac or Linux. Do NOT submit papers as pdf files.

II. Title Page

(Do not number the title page)

- Running heads two lines below top of page.

LRH: Yaz, Pirozki, and Peigh (may not exceed 50 characters or six author names; use Yaz *et al.*)

RRH: Seed Dispersal by Primates (use capitals; may not exceed 50 characters or six words)

- Complete title, flush left, near middle of page, Bold Type and Initial Caps, usually no more than 12 words.
- Where species names are given in the title it should be clear to general readers what type(s) of organism(s) are being referred to, either by using Family appellation or common name. For example: ‘Invasion of African Savanna Woodlands by the Jellyfish tree *Medusagyne oppositifolia*’, or ‘Invasion of African Savanna Woodlands by *Medusagyne oppositifolia* (Medusagynaceae)’
- Titles that include a geographic locality should make sure that this is clear to the general reader. For example: ‘New Species of Hummingbird Discovered on Flores, Indonesia’, and NOT ‘New Species of Hummingbird Discovered on Flores’.
- Below title, include author(s) name(s), affiliation(s), and unabbreviated complete address(es). Use superscript number(s) following author(s) name(s) to indicate current location(s) if different than above. In multi-authored papers, additional footnote superscripts may be used to indicate the corresponding author and e-mail address. **Please refer to a current issue.**

- At the bottom of the title page every article must include: Received ____; revision accepted ____ .
(BIOTROPICA will fill in dates.)

III. Abstract Page

(Page 1)

- Abstracts should be concise (maximum of 250 words for papers and reviews; 50 words for Insights; no abstract for Commentary). Include brief statements about the intent, materials and methods, results, and significance of findings. The abstract of Insights should emphasise the novelty and impact of the paper.
- Do not use abbreviations in the abstract.
- Authors are strongly encouraged to provide a second abstract in the language relevant to the country in which the research was conducted**, and which will be published as online Supporting Information. This second abstract should be embedded in the manuscript text following the first abstract.
- Provide up to eight key words after the abstract, separated by a semi-colon (;). Key words should be listed alphabetically. Include location, if not already mentioned in the title. See style below. Key words should NOT repeat words used in the title. Authors should aim to provide informative key words—avoid words that are too broad or too specific.
- Key words*: Melastomataceae; *Miconia argentea*; seed dispersal; Panama; tropical wet forest.—Alphabetized and key words in English only.

IV. Text

(Page 2, etc) See General Instructions above, or recent issue of BIOTROPICA (Section I).

- No heading for Introduction. First line or phrase of Introduction should be SMALL CAPS.
- Main headings are **METHODS, RESULTS, and DISCUSSION**: All CAPITALS and **Bold**. Flush left, one line.
- One line space between main heading and text
- Second level headings: SMALL CAPS, flush left, Capitalize first letter, begin sentence with em-dash, same line (*e.g.*, INVENTORY TECHNIQUE.—The ant inventory...).
- Use no more than second level headings.
- Do not use footnotes in this section.
- References to figures are in the form of ‘Fig. 1’, and tables as ‘Table 1’. Reference to online Supporting Information is as ‘Fig. S1’ or ‘Table S1’.

V. Literature Cited

(Continue page numbering and double spacing)

- No ‘in prep.’ or ‘submitted’ titles are acceptable; cite only articles published or ‘in press’. ‘In press’ citations must be accepted for publication. Include journal or publisher.
- Verify all entries against original sources, especially journal titles, accents, diacritical marks, and spelling in languages other than English.
- Cite references in alphabetical order by first author's surname. References by a single author precede multi-authored works by the same senior author, regardless of date.
- List works by the same author chronologically, beginning with the earliest date of publication.
- Insert a period and space after each initial of an author's name; example: YAZ, A. B., AND B. AZY. 1980.
- Authors Names: use SMALL CAPS.
- Every** reference should spell out author names as described above. BIOTROPICA no longer uses ‘em-dashes’ (—) to substitute previously mentioned authors.
- Use journal name abbreviations (see <http://www.bioscience.org/atlas/jourabbr/list.htm>). If in doubt provide full journal name.
- Double-space. Hanging indent of 0.5 inch.
- Leave a space between volume and page numbers and do not include issue numbers. 27: 3–12
- Article in books, use: AZY, B. 1982. Title of book chapter. *In* G. Yaz (Ed.). Book title, pp. 24–36. Blackwell Publications, Oxford, UK.
- Dissertations, use: ‘PhD Dissertation’ and ‘MSc Dissertation’.

VI. Tables

(Continue page numbering)

- Each table must start on a separate page, double-spaced. The Table number should be in Arabic numerals followed by a period. Capitalize first word of title, double space the table caption. Caption should be italicized, except for words and species names that are normally in italics.
- Indicate footnotes by lowercase superscript letters (^a, ^b, ^c, etc.).
- Do not use vertical lines in tables.
- Ensure correct alignment of numbers and headings in the table (see current issues)
- Tables must be inserted as a Word table or copy and pasted from Excel in HTML format.

VII. Figure Legends

(Continue page numbering)

- Double-space legends. All legends on one page.
- Type figure legends in paragraph form, starting with 'FIGURE' (uppercase) and number.
- Do not include 'exotic symbols' (lines, dots, triangles, etc.) in figure legends; either label them in the figure or refer to them by name in the legend.
- Label multiple plots/images within one figure as A, B, C etc, as in 'FIGURE 1. Fitness of *Medusagyne oppositifolia* as indicated by (A) seed set and (B) seed viability', making sure to include the labels in the relevant plot.

VIII. Preparation of Illustrations or Graphs

Please consult <http://www.blackwellpublishing.com/bauthor/illustration.asp> for detailed information on submitting electronic artwork. We urge authors to make use of online Supporting Information, particularly for tables and figures that do not have central importance to the manuscript. If the editorial office decides to move tables or figures to SI, a delay in publication of the paper will necessarily result. We therefore advise authors to identify material for SI on submission of the manuscript.

- Black-and-white or half-tone (photographs), drawings, or graphs are all referred to as 'Figures' in the text. Consult editor about color figures. Reproduction is virtually identical to what is submitted; flaws will not be corrected. Consult a recent issue of BIOTROPICA for examples.
- If it is not possible to submit figures embedded within the text file, then submission as *.pdf, *.tif or *.eps files is permissible.
- Native file formats (Excel, DeltaGraph, SigmaPlot, etc.) cannot be used in production. When your manuscript is accepted for publication, for production purposes, authors will be asked upon acceptance of their papers to submit:
 - Line artwork (vector graphics) as *.eps, with a resolution of > 300 dpi at final size
 - Bitmap files (halftones or photographs) as *.tif or *.eps, with a resolution of >300 dpi at final size
- Final figures will be reduced. Be sure that all text will be legible when reduced to the appropriate size. Use large legends and font sizes. We recommend using Arial font (and NOT Bold) for labels within figures.
- Do not use negative exponents in figures, including axis labels.
- Each plot/image grouped in a figure or plate requires a label (*e.g.*, A, B). Use upper case letters on grouped figures, and in text references.
- Use high contrast for bar graphs. Solid black or white is preferred.

IX. Insights (up to 2000 words)

Title page should be formatted as with Papers (see above)

- No section headings.
- Up to two figures or tables (additional material can be published as online Supporting Information).

X. Appendices

- We do NOT encourage the use of Appendices unless absolutely necessary. Appendices will be published as online Supporting Information in almost all cases.
- Appendices are appropriate for species lists, detailed technical methods, mathematical equations and models, or additional references from which data for figures or tables have been derived (*e.g.*, in a review paper). If in doubt, contact the editor.
- Appendices must be referred to in the text, as Appendix S1. Additional figures and tables may be published as SI (as described above), but these should be referred to as Fig. S1, Table S1.
- Appendices should be submitted as a separate file.
- The editor reserves the right to move figures, tables and appendices to SI from the printed text, but will discuss this with the corresponding author in each case.

English Editorial Assistance

Authors for whom English is a second language may choose to have their manuscript professionally edited before submission to improve the English and to prepare the manuscript in accordance with the journal style. Biotropica provides this service at the cost of US\$ 25, - per hour. Please contact the Biotropica office at Biotropica@env.ethz.ch if you wish to make use of this service. The service is paid for by the author and use of a service does not guarantee acceptance or preference for publication.

Manuscripts that are scientifically acceptable but require rewriting to improve clarity and to conform to the Biotropica style will be returned to authors with a provisional acceptance subject to rewriting. Authors of such papers may use the Biotropica editing service at the cost of US\$ 25, - per hour for this purpose. Most papers require between two to four hours, but this is dependent on the work required. Authors will always be contacted should there be any uncertainty about scientific meaning, and the edited version will be sent to authors for final approval before proceeding with publication.

Questions? Please consult the online user's guide at Manuscript Central first before contacting the editorial office

Phone: 0041 44 632 89 45

Editor's Phone: 0041 44 632 86 27

Fax: 0041 44 632 15 75

biotropica@env.ethz.ch

Please use this address for all inquiries concerning manuscripts and editorial correspondence.

8.2. Normas para publicação no periódico JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE

***Journal of Vegetation Science* Author Guidelines**

Scope

The *Journal of Vegetation Science* publishes papers on all aspects of plant community ecology, with particular emphasis on papers that develop new concepts or methods, test theory, identify general patterns, or that are otherwise likely to interest a broad international readership. Papers may focus on any aspect of vegetation science, e.g. community structure (including community assembly and plant functional types), biodiversity (including species richness and composition), spatial patterns (including plant geography and landscape ecology), temporal changes (including demography, community dynamics and palaeoecology) and processes (including ecophysiology), provided the focus is on increasing our understanding of plant communities. The Journal publishes papers on the ecology of a single species only if it plays a key role in structuring plant communities. Papers that apply ecological concepts, theories and methods to the vegetation management, conservation and restoration, and papers on vegetation survey should be directed to our associate journal, Applied Vegetation Science journal, *Applied Vegetation Science*.

Acceptance criteria

To be acceptable, a paper must be of interest to an international readership, even if its immediate scope is local. A paper can be interesting by doing one or more of several things:

- Developing new concepts in understanding vegetation
- Testing concepts applicable to all plant communities
- Adding a particularly well-executed empirical example that is part of a growing literature on a general conceptual issue
- Representing a particularly interesting combination of models, observational data and experiments
- Demonstrating a new and generally useful method
- Presenting a particularly exemplary or thorough analysis, even if the concepts and methods are not novel, and even if it be regional in scope, so long as it:
 - represents the state of the art (methods and statistics) and
 - presents a critical and definitive test for an interesting hypothesis

The questions in the paper can be addressed by many means, including description, experiments, simulations, meta-analysis, inference, extrapolation, etc. There is no limit to the nature of the approach, as long as the work is sound. As a rule of thumb, the journal would accept a paper if at least 66% of vegetation scientists would regard it as having some interest, or at least 10% would regard it as being very interesting.

All submitted manuscripts must comply with our publishing ethics as detailed here.

Types of papers

Research paper

This category includes description, experiment, simulation, theory, description of a new method, or any combination of those. The typical length of ordinary papers is about 8–10 printed pages- (ca 6000 words). There is no minimum or maximum length of ordinary papers, but the length should be proportional to their content. Shorter papers may be published sooner.

Synthesis

Reviews of a topic that produce new ideas / conclusions (and are not merely summaries of the literature) can be published as Syntheses.

Forum

Forum papers are essays with original ideas / speculations / well-sustained arguments, with no new data. They usually contribute to free debate of current and often controversial ideas in vegetation science.

There may be criticism of papers published in *Journal of Vegetation Science*, or (if interesting to our readers) of papers published elsewhere. An Abstract is required, but otherwise the sectional format is flexible. The length of the Forum papers is normally 0.5–4 printed pages- (ca 2500 words). Forum papers, especially short ones, have high priority in publication.

Report

This includes items that are not scientific papers, e.g. news items, the existence of databases and technical information. Reports are typically two pages; additional material should be put in electronic appendices. A report can describe a new or much expanded computer program if this is of interest to vegetation scientists. We can also accept paid advertisements for commercial computer programs. We also carry reviews of computer programs, and authors of new programs are very welcome to submit them for review to the Software Review Editor. [Papers that, whilst mentioning a particular program, are basically descriptions of a new method, can be submitted as research papers.]

Journal's policy on criticism and errata

For details of the policy on papers that have a major element criticising a particular paper or body of work, and on responses, also for the policy on errata, [click here](#).

Manuscripts

Manuscripts must be written in English (either British or American throughout). They should be concise, because concise papers often make more impact on the reader.

Manuscript structure

Title: This should be strongly directed towards attracting the interest of potential readers.

Author names and addresses: Follow exactly the format in the most recent issue of the journal. Give e-mail addresses for all authors.

Abstract: Up to 350 words for Research or Synthesis papers (up to 200 for a Forum or Report paper). Include no references. The abstract for research papers should have named sections, normally: Question(s), Location, Methods, Results, and Conclusions. This structure can be varied when necessary, e.g. for Synthesis use whatever structure is appropriate; for theoretical papers Location is not needed; use Aim(s) instead of Question(s) for papers introducing a new method; for Forum and Report papers unstructured abstracts will be appropriate.

Keywords: There should be 8–12 keywords, separated by semicolons. Most online paper accesses come via searches with Google, Web of Science, etc., rather than by browsing the journal. A paper's hit rate may increase if title-/abstract/keywords are properly prepared. For more information see [SEO for Authors](#).

Nomenclature: Refer to a source for unified nomenclature of plant species or vegetation units, unless there be few names and their authors are given in the text.

Abbreviations: List any that are frequently used in the text.

Running head: Shortened title.

Main text: Indicate new paragraphs by indentation. Avoid footnotes. Variation from the usual Introduction - Methods - Results - Discussion structure is acceptable when appropriate.

Acknowledgements: Keep them brief. References to research projects/funds and institutional publication numbers can go here.

Citations in the text: Use forms such as: Smith & Jones (2005) or (Smith & Jones 2005); for more than two authors: White et al. (2005); for combinations: (Smith et al. 2005 a, b; Jones 2006, 2010). Citations should be chronological by year, except where there is a list of years for the same author(s), e.g. (Zebedee 1950, 1970; Abraham 1960; Smith et al. 1965, 1974; Zebedee et al. 1969)

References section: Use the formats below. Always name all the authors for each publication and give the full name of the journals. For accepted papers copy editors may reformat references with very many authors.

Lane, D.R., Coffin, D.P. & Lauenroth, W.K. 2000. Changes in grassland canopy structure across a precipitation gradient. *Journal of Vegetation Science* 11: 359–368.

Greig-Smith, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. 3rd ed. Blackwell, Oxford, UK.

Whittaker, R.H. 1969. Evolution of diversity in plant communities. In: Woodwell, G.M. & Smith, H.N. (eds.) *Stability and diversity in ecological systems*, pp. 178–196. Brookhaven National Laboratory, Brookhaven, NY, US.

Levin, S.A. 2001. Immune systems and ecosystems. *Conservation Ecology* 5(1): article 17. URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art17> [Ecological Society of America].

Noble, D.L. 1978. *Seedfall and establishment of Engelmann spruce and subalpine fir*. United States Department of Agriculture [report no. 575], Washington, DC, US.

Wallin, G. 1973. *Lövskogsvegetation i Sjuhäradsbygden*. Ph.D. thesis, Uppsala University, Uppsala, SE.

EndNote Reference Style File is available in our Author Services.

References to computer programs: Computer programs used should be mentioned in the Methods section, e.g. "performed by DoStats (version 6.2, StatProgs Inc., Springfield, NY, US)" or "performed by Partition (version 3.0, www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm)". Only descriptions of computer programs in refereed journals or in books with an ISBN can be cited in the References section. References to computer programs should never substitute references to proper description of methods performed using these programs. The methods used should be fully described in the text, in an appendix and/or by readily-available references. A reference to a computer program and to "program defaults" is not a substitute.

Unpublished material: The References section can contain only material that is published (including early online publications with a DOI) or is a thesis. Indicate all other material as "unpubl." or "pers. comm." (the latter with date and description of the type of knowledge, e.g. "local farmer"); "submitted" may be used only if the cited item is in some journal's editorial process, and the reference will have to be removed if the item has not been published (at least in early online view) by that journal by the time proofs are corrected for citing paper.

References in other languages than English

1. References in the languages that use the Latin alphabet are cited in the original language. Optionally, titles of papers, book chapters of books can be followed by an English translation in square brackets. Titles of the journals or books in the citations of book chapters are not translated. The use of translations should be consistent within each paper (e.g. for all citations in the paper, or all citations in less known languages translated and all citations in widespread languages not translated).

Examples:

Mucina, L. 1985. Používat' či nepoužívat' Ellenbergove indikačné hodnoty? *Biológia* 40: 511–516.

Mucina, L. 1985. Používat' či nepoužívat' Ellenbergove indikačné hodnoty? [To use or not to use Ellenberg's indicator values?]. *Biológia* 40: 511–516.

2. References in the Cyrillic and Greek alphabets are cited in the original language but transliterated to Latin alphabet. Optionally, titles of papers, book chapters of books can be followed by an English

translation in square brackets. Titles of the journals or books in the citations of book chapters are not translated. At the end of the citation, the original language is indicated in square brackets.

Example:

Kholod, S.S. 2007. Klassifikatsiya rastitel'nosti ostrova Vrangelya. *Rastitel'nost' Rossii* 11: 3–15. [In Russian.]

Kholod, S.S. 2007. Klassifikatsiya rastitel'nosti ostrova Vrangelya [Classification of Wrangel Island vegetation]. *Rastitel'nost' Rossii* 11: 3–15. [In Russian.]

3. References in the languages that use other alphabets than Latin, Cyrillic and Greek: Titles of papers/chapters/books including book titles in the citations of chapters and also the titles of the journals are translated to English. At the end of the citation, the original language is indicated in square brackets.

Example:

Chiu, C.-A., Lin, H.-C., Liao, M.-C., Tseng, Y.-H., Ou, C.-H., Lu, K.-C. & Tzeng, H.-Y. 2008. A physiognomic classification scheme of potential vegetation of Taiwan. *Quarterly Journal of Forest Research* 30: 89–112. [In Chinese.]

Manuscript format

Number *all pages* and *all the lines*. Use a single-column format. Use scientific names of taxa, and avoid vernacular names. Units of measurement must follow the International System of Units, e.g. $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$. The time unit for contemporary phenomena can be 's', 'min', 'hr', 'week', 'mo' or 'yr'. For palaeo-time use 'ka' or 'Ma'; make always clear whether ^{14}C years or calendar years BP (before present) are used. Dates should be in the format: 2 Sep 2010, i.e. with the month as three letters. Months on their own should be in full: September. Country abbreviations are by 2-letter code (but note UK, not GB). Use words rather than symbols where possible, especially in the Title, Abstract and Keywords, e.g. 'beta' rather than 'β'.

Numbers with units of measurement must be in digits, e.g. 3.5 g. Numbers in the text of up to ten items (i.e. integers) should be in words, e.g. "ten quadrats", "five sampling times"; above ten in digits, e.g. "11 sampling times". Use '.' for a decimal point. Thousands in large numbers (ten thousand and higher) should be indicated by a space, e.g. 10 000, but 2000. Symbols for variables and parameters should be in italics (e.g. *P*).

Tables

Numerical results should be presented as either tables or figures, but not both. Tables should be included in the manuscript text file, either embedded in the text or at the end. Table legends should be *on the same page* as the table to which they refer. The legend should contain sufficient information for the table to be understood without reference to the text of the paper. The first sentence of the legend should comprise a short title for the table. Units should appear in parentheses in the column headings, not in the body of the table. If some part of the table needs to be highlighted (e.g. groups of important species), use background shading (not framing or boldface). For large tables with many empty cells, fill the empty cells with dots to facilitate reading.

Figures

Figures in the submitted manuscript should be supplied at the size at which they are intended to be printed: either one-column or full-page width. They may optionally be embedded in the text. Figure legends should be included within the manuscript text file *on the same page* as the figure to which they refer. The legend should contain sufficient information for the figure to be understood without reference to the text of the paper. The first sentence of the legend should comprise a short title for the figure.

The definitions of symbols and lines should be given as a *visual* key on the figure itself, *not* as a word key (e.g. 'solid bars', 'open circle', 'dashed line') in the legend. Sub-graphs within one figure should be headed with a lowercase letter *and* a brief heading. Wherever space allows, full labels instead of abbreviations should be used in the figures. Scale bars should be given on microphotographs and maps.

Artwork guidelines are available at <http://authorservices.wiley.com/bauthor/illustration.asp>. The journal welcomes colour figures and plates when information would be lost if reproduced in black and white.

Please note there is a charge for colour in print. When a paper is finally accepted, electronic artwork is required. See 'Accepted Papers' below.

Electronic appendices

Large figures and tables, raw data, calculation examples, computer program source, extra photographs and similar materials can be published as electronic appendices in online 'Supporting Information'. This material will not appear in the printed paper, but will be freely available in the Wiley Online Library.

All PDF files in electronic appendices should, so far as is practicable, be prepared in a similar style to the printed/PDF issues of the journal, using similar font types and sizes. A Microsoft Word template file can be found [here](#).

Each electronic appendix in PDF format should start with a reference to the original paper, followed by the appendix caption, for example:

Supporting Information to the paper Smith, W.R. Assembly rules in a tropical rain forest of central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*. Appendix S1. A list of palm species recorded in the study area.

Written text should be in PDF, and where the reader might wish to extract text (e.g. computer program codes) also in plain text (TXT). Tables/data should be in both PDF and plain text (TXT or CSV) format. Authors are strongly encouraged (but not required) to make their primary data available in appendix tables. Figures and photographs should be in PDF format, including captions. Groups of related items (e.g. a set of figures, or of photographs) can be included in a single appendix. A detailed caption should appear in each appendix.

A list of all appendices with shortened captions should be provided at the end of the paper (after the References section), e.g. "Appendix 2. Photographs of the main types of deciduous forest in the study area-".

So long as text, tables, data, figures and photographs are given in the above formats, other files in any format may be given, e.g. videos, executable programs, functional spreadsheets. Each such file should have a corresponding PDF Appendix describing the file, its format and contents e.g.:

Appendix S3. Description of the video in Appendix S4, pollination.

Appendix S4. Video of bee *Apis mellifera* pollinating *Bellis perennis* (WMV format), described in Appendix S3.

There should be a reference to the electronic appendices in the main text of the paper, e.g.: (Appendix S4, described in Appendix S3).

Electronic appendices should be submitted for review with the first version of the manuscript, but uploaded as a separate file and designated as 'Appendix for Online Publication Only'. They should not be included as additional pages within the main document.

Submissions

Technical checklist before manuscript submission

Before submitting your paper, please, check whether your manuscript meets the following requirements:

<p>Topic: Is suitable for <i>Journal of Vegetation Science</i>. It deals with plant communities or multispecies plant assemblages (not with single species); is of interest to international community of vegetation scientists.</p>
<p>Title: Is concise and attractive, catches the reader's attention with topical issues or an interesting hypothesis.</p>

<p>Abstract: Does not exceed to 350 words (fewer for a Forum or Report paper); does not contain references; is divided into named sections (except for a Forum or Report).</p>
<p>Author list: Follows the current format of the journal, e.g.:</p> <p>John B. Bush, George Smith & E. Fred Coxon</p> <p>Bush, J. B. (Corresponding author, jb_bush@lmu.ac.uk) & Coxon, E. F. (g_smith@lmu.ac.uk; www.herbicide.co.uk/efcoxon): Ecology Department, Little Marsh University, 11 Main St., Little Marsh, Berkshire, UK.</p> <p>Smith, G. (doughnut@herbicide.co.uk) & Coxon, E. F.: Botany Department, Herbicide Manufacturers, P. O. Box 2002, Southend-on-Sea, UK</p> <p>E-mails given for all authors.</p>
<p>Keywords: Follow the journal format, e.g. <i>Abies</i> forest; Balkans; Community structure; Deer; Invasive species; Neutral model; Species richness; Zonation.</p>
<p>Nomenclature source and Abbreviations: Are given if relevant.</p>
<p>Logical structure: The Introduction states what topics will be addressed, and those topics are addressed by the Methods, Results and Discussion.</p>
<p>Introduction: Explains why the topic is important or interesting; briefly provides the broader context of the current study; ends with questions, hypotheses or a clear statement of the paper's aims.</p>
<p>Results: The claims in the Results section text match what is in the figures and tables.</p>
<p>Table and Figure captions: Understandable without reading the text. On the same page as the table or figure.</p>
<p>Tables: Concise, with row and column labels as self-explanatory as possible; contain no vertical lines.</p>
<p>Figures: Not too many of them, and compact; supplied in the size they will be printed, with all details readable at this size; contain no unnecessary lines (e.g. across a graph, or frames around the graph; to the top and right of a graph); lines and symbols explained in direct language, e.g. * = Litter removed (<i>not</i>: * = LRT or * = Treatment LR or * = Treatment 3); symbol key in the figure itself, not a word key ('dashed line', 'open circles') in the caption.</p>
<p>Electronic appendices: All appendices (except mathematical ones), large figures & tables, extra photographs and raw data, go here. Format of PDF files prepared in a similar style to the printed/PDF issues of the journal using the journal's appendix template.</p>

Manuscripts should be submitted at <http://mc.manuscriptcentral.com/jvsci>, as Word document (.doc or .docx) or RTF (.rtf), preferably with all tables and figures embedded in a single file. On submission, your paper will be considered by a Chief Editor who will make an initial decision whether to progress your paper. If so, one of the Associate Editors will be selected as Co-ordinating Editor to consider the submitted manuscript further, invite referees if appropriate, and make final decision on acceptance. If your paper is not assigned to a Co-ordinating Editor, you will be advised by email, usually within five

days of submission.

In the cover letter please explain briefly why your paper is especially suitable for the *Journal of Vegetation Science*, e.g. whether it relates to the topics regularly published by the journal.

Conflict of Interest

All authors are required to disclose potential sources of conflict of interest upon submission. [Click here](#) for further information.

Accepted Papers

If a paper is eventually accepted, there are several technical and presentation issues that will need to be checked. Authors can check these when they receive the Co-ordinating Editor's response and make necessary modifications (the Co-ordinating Editor and Chief Editors may give directions on such issues). After that, the paper will be passed via the Editorial Office to the Production Editors. If only minor technical issues remain, the Production Editors may make the changes themselves, perhaps checking with the author first, or asking by a note on the proofs to check the changes. For major changes (e.g. if there are many language problems), the Production Editors will be unable to correct papers for authors, and authors will be given the choice of doing this work themselves, even at this late stage, or having it done at cost. Exceptions to these charges can be made only for ecologists from the developing world. It is quite possible that none of this will apply to a particular paper, but we warn all authors at the submission stage just in case it turns out that it does. Once a paper has been accepted, it will be forwarded to the publisher for production to commence.

On acceptance, authors will be required to upload their manuscript as one text file and additional high resolution graphics files. The preferred formats are .EPS for vector graphics (e.g. line artwork) and .TIFF for half-tone figures. TIFF files should be supplied at a minimum resolution of 300 dpi (dots per inch) at the final size at which they are to appear in the journal. For further information [click here](#).

Authors having colour figures have to fill in the form available [here](#) and post a hard copy to: Customer Services (OPI), John Wiley & Sons Ltd, European Distribution Centre, New Era Estate, Oldlands Way, Bognor Regis, West Sussex, PO22 9NQ. If authors cannot cover the printing costs of colour figures, we can, without charge, reproduce them in colour in the online version of the paper but in black-and-white in the printed version. Financial support may be available to authors from developing countries who have figures for which colour is essential. For possible financial support contact the Editorial Office.

Graphical abstracts on tables of contents

The journal's online table of contents includes a summary of what is exciting about the paper in not more than 60 words. It is accompanied by a small, approximately square, image (a photograph, a graph or part of a graph) relevant to the paper. It can be from the paper itself, or related to it. Please ensure that the figure will make sense thumbnail-size, i.e. either with an interesting overall pattern or else a simple graph with large axis lettering. Graphical abstracts will be requested by the Editorial Office if your paper is accepted for publication.

Cover images

Electronic artwork/original photographs of high quality suitable for the cover are welcome. Potential cover images should be submitted to the Editorial Office. Images should be accompanied by a caption and include the name of the photographer or artist. Images should be related to accepted papers. Photographs submitted as cover images can be identical with those submitted for online Supporting Information. For each photograph, the author should make clear whether it is submitted for online Supporting Information, journal cover, or both. Contributors are required to assign copyright of photographs to the International Association for Vegetation Science by UK law.

Full upload instructions and support are available online from the submission site via the 'Get Help Now' button. Please submit covering letters or comments to the editor when prompted online. In case of any problems with submission please send queries to Please send any general submission queries to jvsci@editorialoffice.co.uk.

Page charges and subscriptions

There are no page charges except for colour figures. However, please consider taking a subscription to *Journal of Vegetation Science* and/or *Applied Vegetation Science*: they carry important papers in your

field. Subscriptions help us to avoid charges. The personal subscription rates are very reasonable and include membership of International Association for Vegetation Science (IAVS). For those in the developing world, assistance may be available through the IAVS: contact the Secretary (Secretary@iavs.org).

If a paper is accepted, the author identified as the formal corresponding author for the paper will receive an e-mail prompting her/him to login into Author Services, where via the Wiley Author Licensing Service (WALS) she/he will be able to complete the license agreement on behalf of all co-authors.

For authors signing the copyright transfer agreement

If the OnlineOpen option is not selected the corresponding author will be presented with the copyright transfer agreement (CTA) to sign. The terms and conditions of the CTA can be previewed in the samples associated with the Copyright FAQs below:

CTA Terms and Conditions http://authorservices.wiley.com/bauthor/faqs_copyright.asp

OnlineOpen Service

OnlineOpen is available to authors of primary research papers who wish to make their paper available to non-subscribers on publication, or whose funding agency requires grantees to archive the final version of their paper. With OnlineOpen the author, the author's funding agency or institution pays a fee to ensure that the paper is made available to non-subscribers upon publication via Wiley Online Library, as well as deposited in the funding agency's preferred archive. For the full list of terms and conditions, see http://wileyonlinelibrary.com/onlineopen#OnlineOpen_Terms.

Any authors wishing to send their paper OnlineOpen will be required to complete the payment form available from our website at: https://authorservices.wiley.com/bauthor/onlineopen_order.asp

If the OnlineOpen option is selected the corresponding author will have a choice of the following Creative Commons License Open Access Agreements (OAA):

Creative Commons Attribution License OAA

Creative Commons Attribution Non-Commercial License OAA

Creative Commons Attribution Non-Commercial -NoDerivs License OAA

To preview the terms and conditions of these open access agreements please visit the Copyright FAQs hosted on Wiley Author Services and visit [here](#).

If an author select the OnlineOpen option and the research is funded by The Wellcome Trust and members of the Research Councils UK (RCUK), authors will be given the opportunity to publish the article under a CC-BY license supporting authors in complying with Wellcome Trust and Research Councils UK requirements. For more information on this policy and the Journal's compliant self-archiving policy please visit: <http://www.wiley.com/go/funderstatement>.