

DIELE LÔBO DA SILVA

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A SIMILARIDADE DE
ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS NA FLORESTA ATLÂNTICA NORDESTINA**

RECIFE

2011

DIELE LÔBO DA SILVA

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A SIMILARIDADE DE
ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS NA FLORESTA ATLÂNTICA NORDESTINA**

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

RECIFE

2011

Silva, Diele Lôbo da

Efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas na floresta atlântica nordestina / Diele Lôbo da Silva. – Recife: O Autor, 2011.

68 folhas : Il., fig., tab.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CCB.
Biologia Vegetal, 2011.

Inclui bibliografia e anexos

1. Mata atlântica 2. Diversidade biológica I. Título.

634.909811

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2011-213

DIELE LOBO DA SILVA

“EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A
SIMILARIDADE DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS
NA FLORESTA ATLÂNTICA NORDESTINA”

BANCA EXAMINADORA:

Dr. Marcelo Tabarelli (Orientador) – UFPE

Dr. André Maurício Melo Santos – CAV-UFPE

Dr. Flávio Antônio Mães dos Santos - UNICAMP

Recife- PE
2011

RESUMO

Objetivo A simplificação da paisagem e fragmentação de hábitat podem promover a proliferação de árvores e arbustos pioneiros com concomitante reorganização da flora de floresta madura e, desta forma, contribuir para a homogeneização de comunidades de plantas. Nós examinamos a influência da estrutura de paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas e a proporção de espécies pioneiras entre paisagens hiper-fragmentadas.

Localização Vinte e duas paisagens hiper-fragmentadas (< 20% de floresta remanescente) na floresta Atlântica nordestina

Métodos Nós avaliamos uma base de dados de 5000 registros de espécies arbustivo-arbóreas e mensuramos a similaridade de espécies, variáveis de estrutura de paisagem (proporção de área de borda, número e tamanho médio dos fragmentos), distância geográfica e a proporção de espécies pioneiras para os pares de paisagens. Nós geramos modelos lineares gerais (GLMs) para verificar a influência das variáveis de paisagem sobre a similaridade de espécies e proporção de espécies pioneiras, bem como da proporção de espécies pioneiras sobre a similaridade de espécies.

Resultados Nós verificamos uma fraca, porém significativa, influência positiva das variáveis de estrutura de paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas e proporção de espécies pioneiras entre paisagens da floresta Atlântica nordestina. Distância geográfica foi a variável mais importante para explicar os padrões de similaridade de espécies, seguida de proporção de área de borda.

Principais conclusões Nossos resultados sugerem que a estrutura da paisagem pode influenciar a similaridade de assembléias de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens, pois influencia a proporção de espécies pioneiras, que por sua vez, afeta a similaridade de espécies. Contudo, na escala estudada, estas relações foram fracas sugerindo que fatores que influenciam a persistência de populações residuais de espécies de floresta madura, como por exemplo o histórico de uso dos remanescentes florestais, podem ter grande importância para a o padrão de similaridade de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens.

PALAVRAS-CHAVE

Invasão biológica, espécies adaptadas a perturbações, fragmentação de habitat, similaridade de espécies, floresta tropical.

ABSTRACT

Aim Landscape simplification and habitat fragmentation may cause proliferation of pioneer trees and shrubs with concomitant reorganization of the old-growth flora and lead to homogenization of plant communities

Location Twenty-two hyper-fragmented landscape (<20% forest cover) in Atlantic Forest of northeast of Brazil

Methods We evaluated a database of 5000 records of woody species and measured the species similarity, variables of landscape structure (proportion of edge area, number of patches and mean patch size), geographic distance and the proportion of pioneer species to pairs of landscapes. We generate generalized linear models (GLMs) to investigate the influence of landscape variables on species similarity and proportion of pioneer species, as well as the influence of the proportion of pioneer species on species similarity.

Results We found a weak, but significant, positive influence of landscape structure variables on woody species similarity and proportion of pioneer species among landscapes in Atlantic Forest of northeast of Brazil. Geographical distance was the most important variable to explain patterns of species similarity, followed by proportion of edge area.

Main conclusions Our results suggest that landscape structure may influence the similarity of assemblages of woody species between landscape because influences the proportion of pioneer species, which in turn affects the similarity of species. However, in the scale studied, these relationships were weak suggesting that factors that influence the persistence of residual populations of old-growth species, such as the land use history, may have great importance for the pattern of woody species similarity between landscapes.

KEYWORDS

Biological invasions, disturbance-adapted species, habitat fragmentation, native winners, species similarity, tropical forest.

AGRADECIMENTOS

Expresso, nestas simples e poucas palavras, minha sincera gratidão:

Ao CNPq, pelo suporte financeiro ao desenvolvimento de mais uma etapa da minha formação acadêmica;

Ao Marcelo Tabarelli, pela confiança, paciência, motivação e orientação;

Ao Tarciso, alma companheira, que me inspira a cada dia;

À minha grande família: mãe, pai, irmãos, avó, sogra e sogro, cunhadas(o), sobrinhos(a), primos(a), tios, tias, kiko e lobinha (*in memoriam*), pelo suporte, descontração e compreensão nestes longos e árduos anos de capacitação;

Aos amigos, sempre muito queridos, que calorosamente me fazem sentir em casa, em família;

Aos companheiros do Laboratório de Ecologia Vegetal, pela cooperação direta e indireta a este e outros tantos trabalhos e, pelas inúmeras discussões científicas e/ou filosóficas;

Ao CEPAN – Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste, pela oportunidade de pensar e experienciar o desafio da conservação da biodiversidade.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	4
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	7
Modificação da paisagem e fragmentação de habitats	7
Diversidade beta, substituição e similaridade de espécies	12
Modificação da paisagem e sua influência na similaridade de espécies	15
A floresta Atlântica nordestina.....	16
Referências Bibliográficas	19
MANUSCRITO A SER ENVIADO AO PERIÓDICO <i>Diversity and Distribution</i>	26
Efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas na floresta atlântica nordestina.....	27
Introdução.....	28
Métodos.....	30
A Floresta Atlântica do nordeste do Brasil.....	30
Distribuição das espécies arbustivo-arbóreas.....	30
Quantificando a similaridade taxonômica	31
Quantificando a estrutura das paisagem	32
Análise dos dados.....	32
Resultados	34
Discussão.....	36
Agradecimentos.....	39
Referências	39
CONCLUSÕES.....	56
RESUMO	57
ABSTRACT	58
Anexo I.....	59
Anexo II.....	60

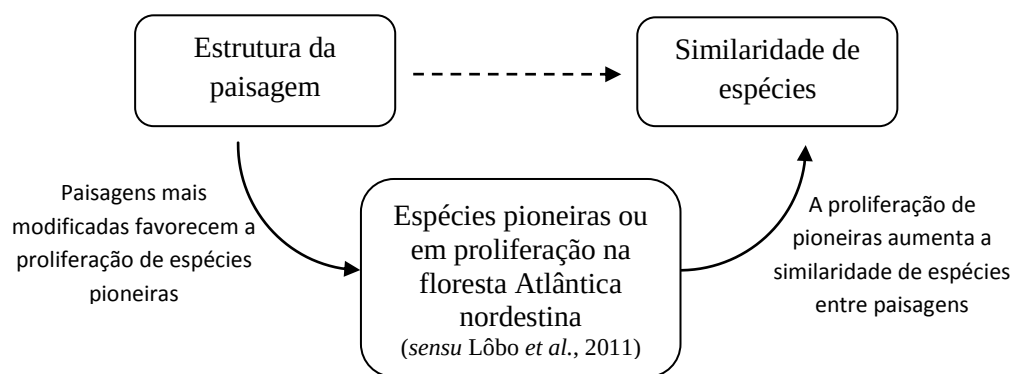
APRESENTAÇÃO

A modificação da paisagem por atividades humanas é a forma mais ubíqua de perturbação em paisagens de floresta tropical (LAURANCE e PERES, 2006). Através da fragmentação florestal, perda de hábitat e intensificação do uso da terra, paisagens tropicais estão sendo modificadas segundo interesses econômicos, com pouca ou nenhuma atenção com a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (FOLEY, DEFRIES *et al.*, 2005). Por causa disto, estes processos são considerados as maiores causas da perda de biodiversidade e do colapso de serviços ecossistêmicos em ecossistemas terrestres (WU, HUANG *et al.*, 2003). Muitos estudos teóricos e empíricos têm mostrado com clareza os efeitos negativos das mudanças da paisagem sobre a persistência de populações, estrutura e composição de comunidades e dinâmica funcional dos ecossistemas (SAUNDERS, HOBBS *et al.*, 1991; FAHRIG, 2003; FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Em síntese, a modificação da paisagem promove alterações rápidas e previsíveis na organização biológica de populações a ecossistemas, devido a perda de hábitat, fragmentação e isolamento de populações, ruptura da conectividade biológica, criação de bordas florestais e vulnerabilidade a invasão biológica (LAURANCE, LOVEJOY *et al.*, 2002; BENNETT e SAUNDERS, 2010). A maioria destas mudanças são associadas a conseqüências negativas para o funcionamento dos ecossistemas e para a persistência a longo prazo de muitas espécies de grupos ecológicos particulares (LAURANCE, LOVEJOY *et al.*, 2002).

A principal motivação desta dissertação (e do artigo científico proveniente dela) é contribuir com a ampla discussão dos efeitos da modificação da paisagem sobre a biodiversidade. Sabe-se que a intensidade e magnitude dos efeitos da modificação da paisagem são modulados principalmente pela forma e arranjo espacial dos fragmentos florestais, e pela influência da matriz (GASCON, LOVEJOY *et al.*, 1999; FERRAZ, NICHOLS *et al.*, 2007; FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Além disso, a abordagem tradicional dos estudos de impactos das mudanças espaciais da paisagem sobre diversidade biológica, incluindo o vasto conjunto de publicações sobre os “efeitos da fragmentação”, tem focado a diversidade alfa ou riqueza de espécies local como principal variável resposta (DORMANN, SCHWEIGER *et al.*, 2007; ZURITA e BELLOCQ, 2010). Assim, pouco se conhece sobre os efeitos destas mudanças sobre a similaridade na composição de espécies dentro de e entre paisagens.

Neste estudo nós procuramos entender como a similaridade de espécies entre paisagens na floresta Atlântica pode estar relacionada com a estrutura da paisagem. Em

paisagens tropicais hiper-fragmentadas ou relictuais (como as analisadas neste estudo), os efeitos de borda influenciam grande parte do hábitat florestal remanescente e as alterações bióticas e físicas características destes ambientes se tornam mais expressiva em toda paisagem (BIERREGAARD, LOVEJOY *et al.*, 1992). Tipicamente, ao serem criadas bordas, os fragmentos experienciam uma rápida proliferação de espécies pioneiras nas áreas de borda e uma reorganização das espécies de floresta madura (*e.g.* tolerantes à sombra, emergentes de vida longa, de madeira densa, de grandes sementes). As espécies de floresta madura são desfavorecidas em habitats de borda e tendem a se tornar raras ou, eventualmente, extintas localmente ou na paisagem (LAURANCE, NASCIMENTO, LAURANCE, ANDRADE, FEARNSIDE *et al.*, 2006; TABARELLI, LOPES *et al.*, 2008). A proliferação de árvores pioneiras e concomitante reorganização das árvores de floresta madura podem contribuir, dentre outras coisas, para a convergência florística de toda a paisagem, tendo em vista que é um conjunto empobrecido de espécies pioneiras e de ampla distribuição geográfica que proliferam entre fragmentos e entre paisagens (OLIVEIRA, GRILLO *et al.*, 2004; LAURANCE, NASCIMENTO, LAURANCE, ANDRADE, FEARNSIDE *et al.*, 2006; SANTOS, PERES *et al.*, 2008; TABARELLI, LOPES *et al.*, 2008). Portanto, é parcimonioso pensar que pode existir uma relação deste tipo:



A dissertação está dividida em duas partes:

- 1- Fundamentação teórica: Composta por quatro itens que sumarizam as principais bases teóricas para a pesquisa desenvolvida. O primeiro item intitulado *Modificação da paisagem e fragmentação de hábitat* contextualiza o processo de modificação da paisagem, principalmente a perda e fragmentação de habitats, e seus efeitos sobre a diversidade biológica, especialmente em plantas. O segundo item é *Diversidade beta, substituição e similaridade de espécie*, conceitua e discute formas comumente utilizadas para mensurar o padrão espacial da composição de espécies e fatores que determinam a

similaridade de espécies. O terceiro item é focado nos padrões dos estudos que investigaram *Modificação da paisagem e sua influência na similaridade de espécies*. Por fim, o quarto item apresenta a floresta Atlântica nordestina, região de estudo da pesquisa, e os padrões e processos associados aos efeitos da fragmentação em paisagens da região.

2- Manuscrito - *Efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas na floresta Atlântica nordestina*: dividido em cinco tópicos (introdução, materiais e métodos, resultados, discussão e referências) e, como citado acima, busca entender as relações entre estrutura da paisagem, similaridade de espécies entre paisagens fragmentadas e proliferação de espécies pioneiras.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Modificação da paisagem e fragmentação de habitats

Grande parte da superfície da terra tem sido modificada por atividades humanas (DEFRIES, FOLEY *et al.*, 2004). Seja através da conversão de paisagens naturais ou da mudança de práticas de manejo em paisagem já dominadas pelo homem, o resultado final da modificação da paisagem é a aquisição de recursos naturais para satisfação imediata das necessidades do homem, frequentemente às custas da degradação do meio ambiente (FOLEY, DEFRIES *et al.*, 2005). A perda e fragmentação de habitat mais a intensificação do uso da terra são as principais formas de modificação da paisagem e causas do declínio da biodiversidade e alteração de serviços ecossistêmicos globais (SALA, STUART CHAPIN *et al.*, 2000; FOLEY, DEFRIES *et al.*, 2005; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Atualmente, há registros de 875 espécies de animais e plantas extintas na natureza e 19.928 espécies ameaçadas de extinção (HILTON-TAYLOR, POLLOCK *et al.*, 2009). Destas, 99% estão em risco devido aos impactos negativos de atividades humanas, principalmente aquelas associadas à modificação da paisagem (BAILLIE, HILTON-TAYLOR *et al.*, 2004). Para se ter uma idéia, a perda e degradação do habitat é a principal causa de risco de extinção de 86% de todas as aves e mamíferos ameaçados, e 88% dos anfíbios ameaçados acessados pela IUCN (BAILLIE, HILTON-TAYLOR *et al.*, 2004). A tendência futura dos impactos da modificação da paisagem sobre a biodiversidade é o aumento das extinções globais de espécies e perda de biodiversidade local durante o próximo século, principalmente porque é esperado que a mudança do uso da terra pela agricultura se torne tanto mais extensiva quanto intensiva (TILMAN, FARGIONE *et al.*, 2001; FOLEY, DEFRIES *et al.*, 2005). Estima-se que levando em consideração apenas a perda de habitat, os *hotspots* de florestas tropicais podem perder entre 18-40% de suas espécies de eucariotos até 2100 (PIMM e RAVEN, 2000).

A fragmentação de habitat é, por definição, a separação de um habitat contínuo em pedaços distintos (FAHRIG, 2003). Quando isto ocorre, três processos ocorrem simultaneamente: (1) redução do total de habitat da vegetação original (*i.e.* perda de habitat), (2) subdivisão da vegetação remanescente em fragmentos (*i.e.* fragmentação de habitat *per se*) e (3) introdução de nova forma de uso da terra em substituição da vegetação que foi perdida (BENNETT e SAUNDERS, 2010). Estes três processos são tão fortemente relacionados que é difícil separar os efeitos independentes de cada um sobre as comunidades e populações biológicas (LINDENMAYER e FISCHER, 2006). A fragmentação de habitat é um processo

de paisagem (FAHRIG, 2003), apesar disto a maior parte dos estudos neste tema foram conduzidos na escala de fragmento (FAHRIG, 2003; FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Entretanto, para se testar o efeito da modificação da paisagem e da fragmentação de hábitat é necessário comparar paisagens completas que diferem em níveis de modificação e fragmentação. Paisagens fragmentadas diferem no tamanho, forma e configuração espacial dos fragmentos (BENNETT e SAUNDERS, 2010). Tipicamente, quando o grau de fragmentação de hábitat aumenta, a paisagem sofre redução da sua cobertura de vegetação nativa, aumento do número e de fragmentos, redução do tamanho dos fragmentos existentes, aumento do isolamento entre fragmentos, e novas bordas entre a vegetação nativa e outros usos da terra são criadas (FISCHER e LINDENMAYER, 2007).

Os impactos da perda e mudança da configuração do hábitat sobre as espécies, comunidades e processos do ecossistema possuem muitas evidências consistentes documentadas na literatura (SAUNDERS, HOBBS *et al.*, 1991; HOBBS, 1993; TILMAN, KNOPS *et al.*, 1997). Espécies diferem em maior ou menor grau quanto aos seus atributos de história de vida (*e.g.* longevidade, estágios de vida, escala de movimento, sistema de reprodução, forma de crescimento, tolerância as condições ambientais, interações bióticas, etc.). Essas diferenças influenciam como as espécies percebem o hábitat e a paisagem, bem como as alterações impostas pela trajetória da fragmentação (BENNETT e SAUNDERS, 2010). Duas principais respostas são esperadas das espécies às modificações na paisagem: algumas espécies se beneficiam das mudanças e se tornam abundantes localmente e frequentes na paisagem, outras, ao contrário, são impactadas negativamente, suas populações entram em declínio e a espécie torna-se localmente extinta (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). O balanço entre essas duas respostas tende a ser desequilibrado. De um lado poucas espécies, comumente generalista, de rápido crescimento e de ampla distribuição geográfica são favorecidas às custas de muitas espécies raras e especialistas (MCKINNEY e LOCKWOOD, 1999).

A perda de hábitat é o processo com efeitos negativos mais consistentes para a riqueza de espécies, abundância e distribuição das populações, interações entre espécies e diversidade genética (FAHRIG, 2003). Quanto menor a cobertura de vegetação nativa ou o tamanho dos fragmentos numa paisagem, a frequência de ocorrência de populações declina e muitas espécies tornam-se ausentes em pequenos fragmentos (BENNETT e SAUNDERS, 2010). A perda de hábitat pode excluir algumas espécies se as mesmas forem raras ou se estiverem distribuída em manchas, ou ainda exigirem uma área de uso superior ao tamanho dos fragmentos remanescentes (LAURANCE, 2010). Também, fragmentos pequenos abrigam

populações pequenas e, portanto, mais susceptíveis a extinção local por processos estocásticos, demográficos ou naturais (BENNETT e SAUNDERS, 2010). Dessa forma a probabilidade de uma espécie tornar-se localmente extinta é maior quanto menor for a área do fragmento (FAHRIG e MERRIAM, 1994). Entretanto, algumas espécies conseguem persistir em fragmentos pequenos mantendo sub-populações mesmo que pequenas conectadas por movimentos de indivíduos entre sub-populações próximas, através de uma dinâmica de colonização e extinção na paisagem (HANSKI, 1991). Na maioria das situações reais, a perda de hábitat não é aleatória. Tipos específicos de habitats são perdidos preferencialmente em relação a outros. Frequentemente, áreas planas, com solos ricos e bem suprida de fontes naturais de água doce são convertidas para outros usos, principalmente agrícola, mantendo paisagens dominadas por fragmentos pequenos e isolados (LAURANCE, 2010).

Mudanças na estrutura e configuração do hábitat remanescente e na composição da paisagem também influenciam a persistência das espécies em paisagens fragmentadas. Os principais fatores de perturbação associados são: efeito de borda (MURCIA, 1995; HARPER, MACDONALD *et al.*, 2005), o isolamento entre fragmentos (BENDER, TISCHENDORF *et al.*, 2003; PRUGH, HODGES *et al.*, 2008; SCHÜEPP, HERRMANN *et al.*, 2010) e a influência da matriz (GASCON, LOVEJOY *et al.*, 1999; RICKETTS, 2001). O efeito de borda compreende as mudanças biofísicas nas zonas de interface entre a vegetação e a outro tipo de uso da terra (MURCIA, 1995). Quanto maior o contraste entre estas duas áreas maiores serão os efeitos de borda (HARPER, MACDONALD *et al.*, 2005). Os efeitos diretos da criação de bordas incluem: 1) perturbações físicas na vegetação e no solo, 2) mudanças em atributos abióticos como luz, temperatura, umidade, intensidade de ventos a medida que se aproxima da borda, 3) aumento do acesso de organismos, materiais e energia (HARPER, MACDONALD *et al.*, 2005). O isolamento está ligado diretamente a quebra de processos ecológicos chave que permitem a persistência das espécies desde a escala local a regional (RICKETTS, 2001). Para a ecologia de paisagem, o isolamento refere-se ao grau de inacessibilidade espacial de um hábitat para organismos migrantes de outros habitats (BENDER, TISCHENDORF *et al.*, 2003), por isso seu efeito varia conforme a forma e a escala de movimento da espécie-alvo e o tipo de matriz (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Tipicamente, o isolamento influencia o movimento de dispersão das espécies na paisagem (imigração e emigração) e, assim, a troca de genes entre populações e a probabilidade de (re)colonização e do efeito resgate (BENDER, TISCHENDORF *et al.*, 2003; FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Outros impactos do isolamento são: 1) afeta negativamente os movimentos diários de indivíduos entre partes da paisagem para obter

diferentes necessidades (alimento, abrigo e locais para reprodução), 2) a dispersão de indivíduos jovens e 3) de espécies sensíveis a matriz, 4) os movimentos migratórios sazonais nas escalas regionais, continentais ou inter-continentais (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). A matriz, por definição, é o tipo de uso da terra dominante em uma paisagem, geralmente, em paisagens modificadas vegetação não nativa (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). A matriz exerce uma forte influência no movimento das espécies na paisagem, na dinâmica de comunidades dentro dos fragmentos e, conseqüentemente, na manutenção da diversidade biológica (RICKETTS, 2001; FRANKLIN e LINDENMAYER, 2009). Em grande parte das situações reais, as matrizes não funcionam como uma barreira para o movimento das espécies, mas sim como um “filtro com diferentes tamanho de poros”(GASCON, LOVEJOY *et al.*, 1999). A depender do tipo de vegetação e práticas de manejo utilizadas, bem como das características da espécies, a matriz será mais ou menos permeável ao movimento dos indivíduos, e até ser hábitat ou fonte de recursos para algumas espécies nativas (GASCON, LOVEJOY *et al.*, 1999). Em geral, a permeabilidade da matriz aumenta com o aumento da similaridade entre o hábitat original e o hábitat alterado (TAYLOR, FAHRIG *et al.*, 1993). Além disso, a matriz pode atuar como uma fonte de perturbações, favorecendo o estabelecimento de espécies generalistas e exóticas invasoras nos fragmentos (PARDINI, 2004). Em síntese, a matriz prover um importante contexto ecológico para os fragmentos de vegetação nativa, o qual pode influenciar positivamente ou negativamente as espécies nos fragmentos (FISCHER e LINDENMAYER, 2007).

Em plantas, a maior fonte de impactos associada à modificação da paisagem e fragmentação de habitats são os efeitos de borda (TABARELLI, SILVA *et al.*, 2004). Devido a influência da matriz, as áreas de bordas florestais apresentam condições microclimáticas distintas das áreas de interior da floresta, podendo apresentar: redução na umidade do ar e do solo, aumento da temperatura e da penetração de lateral da luz, alterações na qualidade espectral da luz, aumento da exposição a ventos de maior turbulência e velocidade, aumento de incidência de fogo e redução da espessura da serapilheira (MURCIA, 1995; KAPO, WANDELLI *et al.*, 1997; HARPER, MACDONALD *et al.*, 2005). As alterações microclimáticas são acompanhadas por efeitos diretos e indiretos nas comunidades de plantas, envolvendo mudanças na abundância e distribuição de espécies, na estrutura da comunidade e nas interações entre espécies, causadas diretamente pelas condições físicas próximas à borda e determinada pelas tolerâncias fisiológicas das espécies (MURCIA, 1995). Alguns destes efeitos são: 1) aumento da mortalidade de grandes árvores (LAURANCE, DELAMONICA *et al.*, 2000; LAURANCE, NASCIMENTO, LAURANCE, ANDRADE, RIBEIRO *et al.*, 2006)

e 2) de jovens, 3) redução do recrutamento de indivíduos jovens, especialmente de espécies tolerantes à sombra (BENITEZ-MALVIDO, 1998), 4) aumento da densidade de lianas, trepadeiras e espécies ruderais (OLIVEIRA-FILHO, MÁRCIO DE MELLO *et al.*, 1997), 5) redução da biomassa vegetal acima do solo (LAURANCE, LAURANCE *et al.*, 1997), 6) redução da chuva de sementes alóctones, sobretudo grandes sementes (MELO, DIRZO *et al.*, 2006), 7) favorecimento do estabelecimento e proliferação de espécies pioneiras e exóticas (LAURANCE, NASCIMENTO, LAURANCE, ANDRADE, FEARNSIDE *et al.*, 2006; TABARELLI, LOPES *et al.*, 2008), 8) redução da diversidade de sistemas de polinização (LOPES, GIRÃO *et al.*, 2009). Por outro lado, a perda de conectividade biológica e a subdivisão/isolamento afetam processos ecológicos chave para dinâmica demográfica de populações de plantas, como a polinização e a dispersão de sementes (FISCHER e LINDENMAYER, 2007). Paisagens fragmentadas suportam menos polinizadores (tanto em abundância quanto em diversidade) que habitats contínuos devido a disponibilidade limitada de recursos (RATHCKE e JULES, 1993). Consequentemente, plantas podem ter uma produção reprodutiva reduzida devido às mudanças na diversidade, composição e comportamento de polinizadores (AGUILAR, ASHWORTH *et al.*, 2006). Em paisagens hiper-fragmentadas na floresta Atlântica nordestina, Girão *et al.* (2007) e Lopes *et al.* (2009) apresentaram evidências de que a fragmentação florestal pode promover a redução da diversidade sistemas de polinização, particularmente daqueles promovidos por morcegos, esfingídeos, pássaros e vertebrados voadores e não voadores. Os impactos da fragmentação sobre a dispersão de sementes são severos para a estrutura e dinâmicas das populações de plantas (JORDANO, GALETTI *et al.*, 2006). As sementes são os estágios móveis da plantas, ao serem movidas para longe dos parentais tornam-se menos vulneráveis a predação de sementes pós-dispersão e mortalidade denso-dependente devido a competição intra-específica entre plantas (JANZEN, 1970). A dispersão por vertebrados é predominante entre as árvores de floresta tropical, consequentemente qualquer impacto nas populações e mobilidade destes animais afeta diretamente o padrão de movimentação das sementes na paisagem (JORDANO, GALETTI *et al.*, 2006). A fragmentação de habitat e caça contribuem para o extermínio de vertebrados dispersores, principalmente grandes vertebrados capazes de dispersar espécies de grandes sementes (TABARELLI, SILVA *et al.*, 2004). A ausência de dispersores afeta negativamente o recrutamento de plântulas e os processos de recolonização e suplementação do tamanho populacional em áreas com populações pequenas (TABARELLI, SILVA *et al.*, 2004). Todos os processos citados afetam negativamente a persistência das populações de

plantas em paisagens fragmentadas, e assim favorece a extinção local e regional de espécies (TABARELLI, SILVA *et al.*, 2004).

Diversidade beta, substituição e similaridade de espécies

Um dos componentes da diversidade biológica é o padrão espacial de variação da composição de espécies, ou diversidade beta (β). Apesar de menos estudada que a riqueza de espécies (ou diversidade alfa), a diversidade beta é maior determinante da diversidade de espécies em grandes escalas (KOLEFF, GASTON *et al.*, 2003; STEINITZ, HELLER *et al.*, 2006). Para um determinado nível de riqueza de espécies na escala regional, a medida que a diversidade beta aumenta, localidades individuais tornam-se fortemente diferentes entre si em termos de composição de espécies e, também, qualquer amostra destas localidades representará uma proporção muito pequena das espécies que ocorrem em toda região (KOLEFF, GASTON *et al.*, 2003).

Desde que foi proposta por Whittaker (1972), a diversidade beta vem sendo definida matematicamente de muitas formas em estudos ecológicos e biogeográficos (KOLEFF, GASTON *et al.*, 2003; TUOMISTO, 2010). Os índices de diversidade β podem ser agrupados em dois grandes tipos: 1) aqueles que medem a variabilidade da composição de espécies entre parcelas independentemente da posição individual das parcelas em gradientes espaciais e ambientais e 2) aqueles que mensuram a magnitude da mudança na composição de espécies ao longo de gradientes espaciais e ambientais predefinidos, ou seja, substituição de espécies (VELLEND, 2001). Os índices derivados do equação de Whittaker (onde $\beta_w = \gamma / \alpha$, sendo γ o número de espécies de toda área de estudo e α o número de espécies por parcela dentro da área de estudo) se comportam como o primeiro tipo. Por não levarem em conta a distribuição de espécie sem um gradiente espacial ou ambiental, não devem ser usado como medida de substituição de espécie (VELLEND, 2001). Os índices do segundo tipo são bem representados pelos índices de similaridade de espécies. Por serem uma medida do grau de compartilhamento de espécies entre duas comunidades locais ou parcelas, podem ser facilmente relacionadas com gradientes ou distâncias espacial e ambiental (NEKOLA e WHITE, 1999) e, assim, permitem a quantificação e visualização de como a composição de espécies varia ao longo de gradientes – a essência da substituição de espécies (VELLEND, 2001).

Os índices de similaridade são o maior grupo de coeficientes na literatura (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). Os vários índices disponíveis diferem em propriedades e limitações matemáticas, portanto a escolha adequada do índice a utilizar dependem

principalmente da natureza do estudo, isto é da questão, hipóteses iniciais e tipos de dados (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). Para mensurar o grau de homogeneização ou diferenciação taxonômica entre comunidades biológicas é frequente o uso na literatura dos índices de similaridade de Jaccard (mais usado) e Sorensen, para dados de presença-ausência, e os índices de Bray-Curtis (quando o esforço amostral é equivalente) e Morisita (quando o esforço amostral é desigual) para dados baseados na abundância relativa (WOLDA, 1981; VELLEND, 2001; OLDEN e ROONEY, 2006; DORMANN, SCHWEIGER *et al.*, 2007; VELLEND, VERHEYEN *et al.*, 2007; ZURITA e BELLOCQ, 2010).

O fator mais importante para determinação do padrão de similaridade de espécies é a distância geográfica. Em geral, a similaridade entre dois locais decresce com o aumento da distância entre eles (NEKOLA e WHITE, 1999), um padrão antigo e estabelecido na literatura (SOININEN, MCDONALD *et al.*, 2007). O “decréscimo da similaridade com a distância” tem sido o maior foco das pesquisas com similaridade de espécies, com estudos documentando esta relação entre diferentes grupos biológicos, ecossistemas, escalas e gradientes geográficos e ambientais (SOININEN, MCDONALD *et al.*, 2007). Dois fatores fundamentais refletem, quando combinados, o padrão de decréscimo da similaridade com o aumento distância, são eles: relações de nicho e processos de dispersão (STEINITZ, HELLER *et al.*, 2006). Primeiramente, a composição de espécies de um determinado local é fortemente influenciada pela capacidade competitiva entre espécies com características ecofisiológicas diferentes dentro de uma condição ambiental específica (PACALA e TILMAN, 1994). Desta forma, as relações de nicho entre espécies geram redução da similaridade com o aumento da distância geográfica devido ao forte padrão de autocorrelação espacial das condições ambientais, ou seja, locais mais próximos também são mais similares em condições ambientais (NEKOLA e WHITE, 1999). A redução da similaridade entre a condições ambientais contribui para a redução da similaridade de espécies (NEKOLA e WHITE, 1999). Assim, a relação entre gradiente ambiental, tempo e a capacidade competitiva das espécies determinam a composição e substituição de espécies ao longo de uma gradiente de distância geográfica e ambiental (NEKOLA e WHITE, 1999; STEINITZ, HELLER *et al.*, 2006). Os processos de dispersão contribuem para a redução da similaridade de espécies com o aumento da distância, pois a distância de dispersão das espécies são sempre limitadas no espaço (HUBBELL, 2001). Desta forma, locais distantes entre si tendem a compartilhar poucas espécies mesmo que sejam similares em características ambientais (STEINITZ, HELLER *et al.*, 2006). Entretanto, todos estes fatores dependem de duas principais características ecológicas das espécies: a amplitude de nicho e a capacidade de dispersão. Comunidades com

alta representatividade de espécies generalistas e/ou com alta capacidade de dispersão/movimento são menos sensíveis ao decréscimo da similaridade com a distância.

Na última década, a similaridade de espécies tornou-se um tema importante para a discussão da moderna crise da biodiversidade. A partir da publicação de Mckinney e Lockwood (1999), um grande número de estudos sobre padrões de similaridade de espécies entre biotas regionais e sua variação no tempo e em resposta a gradientes de perturbações antrópicas, apareceram na literatura (OLDEN, 2006). Nesta publicação, os autores destacam que mudanças ambientais frequentes e bem distribuídas promovem a expansão geográfica de algumas espécies e a redução de outras. Isto ocorre porque as espécies respondem diferentemente a distúrbios ambientais: muitas são afetadas negativamente e tendem a reduzir suas populações e extensões de ocorrência (“perdedoras”, geralmente espécies raras, endêmicas e especialistas) e outras, ao contrário, respondem positivamente as perturbações e são favorecidas (“vencedoras”, geralmente poucas espécies generalistas), aumentando as suas populações e extensões de ocorrência. O resultado deste processo será uma biosfera mais homogeneizada com baixa diversidade nas escalas regional e global (MCKINNEY e LOCKWOOD, 1999).

Atualmente, a homogeneização biótica é entendida como o aumento de similaridade na composição de espécies, genes ou atributos ecológicos entre áreas com o tempo (OLDEN e ROONEY, 2006). É um processo contínuo que opera em grandes escalas temporais e espaciais associado a ações antrópicas como urbanização, translocação de espécies exóticas e mudanças no uso da terra e na estrutura da paisagem (KÜHN e KLOTZ, 2006; MCKINNEY, 2006; DORMANN, SCHWEIGER *et al.*, 2007) com evidências empíricas de sua ocorrência documentada para diferentes grupos biológicos (LOCKWOOD, BROOKS *et al.*, 2000; RAHEL, 2000; MCKINNEY, 2004; HOLWAY e SUAREZ, 2006; OLDEN, POFF *et al.*, 2006; WHITE e KERR, 2007). A forma mais estudada de homogeneização biótica é a taxonômica, que especificamente compreende o aumento da similaridade de táxons (sendo espécie mais comumente utilizado na literatura) entre biotas através do tempo, ou em outras palavras, é o declínio temporal da diversidade β (OLDEN e ROONEY, 2006)

A homogeneização biótica representa uma das mais proeminentes formas de empobrecimento biológico e pode impor sérias consequências ecológicas e evolutivas para biotas regionais (OLDEN, POFF *et al.*, 2004), como: (1) redução da variabilidade genética entre populações de muitas espécies, (2) limitação do potencial futuro de especiação (ROSENZWEIG, 2001), (3) redução da diversidade funcional, e (4) alteração da resiliência

do ecossistema, gerando limitações para a capacidade de adaptação a mudanças ambientais futuras (OLDEN, POFF *et al.*, 2004).

Modificação da paisagem e sua influência na similaridade de espécies

A estrutura e configuração da paisagem também são importantes fatores para a similaridade de espécies, pois o grau de modificação da paisagem influencia a dispersão dos indivíduos entre os fragmentos e a heterogeneidade ambiental remanescente na paisagem (NEKOLA e WHITE, 1999). Também, a forma e área dos fragmentos de vegetação nativa afetam o tamanho, reprodução e persistência das populações locais.

Poucos estudos documentam o efeito da composição, configuração e intensidade de uso da paisagem sobre a similaridade de espécies entre paisagens. A maioria destes concluem que um maior grau de modificação da paisagem contribuem para aumento da homogeneização de comunidades biológicas ou perda da diversidade beta. Apenas Beck e Vun Khen (2007) concluíram que o padrão de substituição de espécies de mariposas nas florestas de terras baixas em Borneo (< 600 m) não está associado a degradação antrópica dos habitats. Os padrões espaciais de similaridade de espécies têm sido relacionados com o tipo de uso da terra e intensidade de produção em ecossistemas altamente modificados, como aqueles comumente encontrado em ecossistemas temperados (STEINITZ, HELLER *et al.*, 2006; DORMANN, SCHWEIGER *et al.*, 2007). Em geral, espécies que ocorrem nestas regiões são adaptadas a paisagens modificadas por práticas culturais tradicionais, e particularmente ao mosaico de habitats de pequena escala criado por diferentes tipos de uso da terra (ZURITA e BELLOCQ, 2010). Entretanto, Zurita e Bellocq (2010) estudando o padrão de similaridade de aves entre paisagens fragmentadas e de floresta contínua na floresta Atlântica encontraram que primeiramente a cobertura florestal (estrutura da paisagem) e secundariamente o padrão de uso da terra determinam o padrão espacial de similaridade de aves. Da mesma forma, Ekroos *et al.* (2010) encontraram que o aumento da proporção de área agrícola e, conseqüente redução da área florestal, em paisagens na Finlândia causou severos declínios para riqueza de espécies de borboletas e mariposas especialistas e de baixa capacidade de dispersão, ao passo que favoreceu a proliferação de espécies generalistas e com alta mobilidade, o que levou a homogeneização das comunidades destes grupos. Outros estudos destacam a importância da expansão de áreas agrícolas abandonadas e florestas secundárias para a promoção da homogeneização taxonômica e funcional de comunidades biológicas (VELLEND, VERHEYEN *et al.*, 2007; CLAVERO e BROTONS, 2010).

Grupos taxonômicos podem diferir em suas respostas ao efeito da composição, configuração e intensidade de uso da paisagem. Por exemplo, Dormann *et al.* (2007) estudando a similaridade de plantas, pássaros, abelhas, percevejos, besouros carabídeos e aranhas na Europa observaram respostas distintas entre os grupos: (1) plantas apresentaram uma resposta não linear em forma de U em relação a proporção de habitats semi-naturais remanescente (florestas mais campos) na paisagem, ou seja tanto pouco habitat quanto muito habitat na paisagem estavam associados com comunidades mais homogêneas; (2) pássaros uma relação linear positiva com a porcentagem de habitat semi-natural e (3) abelhas uma relação fortemente negativa. Percevejos, besouros carabídeos e aranhas foram mais sensíveis a intensidade de uso da terra (aumento da carga de pesticidas). Uso da terra mais intenso gerou uma homogeneização destes grupos entre locais.

O debate atual da influência da composição e configuração da paisagem na explicação de padrões espaciais da diversidade é principalmente baseado em evidências de ecossistemas temperados (ZURITA e BELLOCQ, 2010). Boas contribuições para este debate podem vir de estudos que documentem os padrões e processos da variação espacial da composição de espécies entre paisagens de ecossistemas megadiversos, como os tropicais e subtropicais. Além disso, todos estes estudos tem um potencial valioso para o planejamento de conservação da biodiversidade na escala de paisagem e regional, como por exemplo para seleção de áreas que maximizem a biodiversidade regional (STEINITZ, HELLER *et al.*, 2005) ou identificação de limiares de estrutura e configuração da paisagem que consigam reter a diversidade beta das paisagens (EKROOS, HELIÖLÄ *et al.*, 2010; ZURITA e BELLOCQ, 2010).

A floresta Atlântica nordestina

A sub-região biogeográfica da floresta Atlântica brasileira localizada na zona costeira entre os estados de Alagoas e Rio Grande do Norte (doravante floresta Atlântica nordestina ou FAN) é considerada como um importante centro de endemismo da América do Sul (SILVA e CASTELETTI, 2003). Esta região estende-se por terras baixas e planaltos de baixa altitude (< 500 m acima do nível do mar); em sua maioria constituídos por duas classes de solos distróficos com grande proporção de argila: latossolos vermelho-amarelo e podzólicos vermelho-amarelo. A precipitação anual é de aproximadamente 2.000 mm, com uma estação de 3 meses secos (< 60 mm/mês) entre os meses de novembro-janeiro (IBGE, 1985). A floresta de terra firme predominantemente de terras baixas inclui cinco subtipos fisionômicos: ombrófila densa, ombrófila aberta, estacional semidecidual e as áreas de transição - formações

pioneiras (restingas e manguezais) e áreas de tensão ecológica (vegetação de contato entre floresta Atlântica estacional semidecidual e caatinga; (VELOSO, RANGEL-FILHO *et al.*, 1991). A FAN abriga várias espécies de animais e vegetais endêmicas e uma elevada riqueza de espécies (TABARELLI, FILHO *et al.*, 2006). Os endemismos são particularmente comuns entre aves, bromélias, orquídeas, palmeiras, répteis e anfíbios (TABARELLI, FILHO *et al.*, 2006). A elevada riqueza de espécies nesta região está associada a alta heterogeneidade ambiental e a processos de especiação que levaram a muitos endemismos (SANTOS, CAVALCANTI *et al.*, 2007). Além disto, a FAN tem sido reconhecida como um importante elo biogeográfico que liga dois grandes blocos de floresta úmida no Brasil - a floresta Amazônica e a floresta Atlântica do Sul e Sudeste do país- e que mantém um forte intercâmbio biótico com as duas principais formações de vegetação seca do país - Caatinga e Cerrado (SANTOS, CAVALCANTI *et al.*, 2007).

Dos 56.000 km² de cobertura florestal original, restam menos de 12% (RIBEIRO, METZGER *et al.*, 2009). A floresta remanescente está reduzida a pequenos fragmentos bastante isolados entre si e, em sua maioria, envoltos por uma matriz pouco favorável e permeável para grande parte da biota remanescente, a monocultura de cana-de-açúcar (RANTA, BLOM *et al.*, 1998). A FAN possui um longo histórico de degradação, com início no século XVI com a chegada dos portugueses, e que perdura até os dias atuais (COIMBRA-FILHO e CÂMARA, 1996). Contudo, foi com o começo da exploração agrícola e estabelecimento dos primeiros grandes engenhos de cana-de-açúcar que a floresta foi sendo destruída em massa (DEAN, 1995; FREYRE, 2004). Mais recentemente, na década de 70, grande parte dos remanescentes florestais foi substituído por lavoura de cana-de-açúcar como consequência do avanço da fronteira agrícola por estímulo do governo federal à ampliação da produção de álcool através do Programa Pró-Álcool (COIMBRA-FILHO e CÂMARA, 1996).

Devido ao atual estado de degradação e modificação das paisagens, parte do patrimônio biológico da FAN apresenta alto risco de extinção (SILVA e TABARELLI, 2000). Este fato é bem ilustrado observando-se o caso das aves. Segundo os critérios da UICN – União Internacional para Conservação da Natureza, a floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco possui uma espécie de ave extinta (*Mitu mitu*), dezessete globalmente ameaçadas, seis criticamente ameaçadas, seis em perigo de extinção e quatro vulneráveis a extinção (SILVA, COELHO *et al.*, 2002). Estudos recentes documentam outros efeitos severos da perda e fragmentação de habitat sobre comunidades de árvores e interações animal-plantas em paisagens da FAN. Em síntese, o que estes estudos sugerem é que em áreas de borda florestais e fragmentos pequenos ocorrem mudanças drásticas na comunidade de árvores que favorecem

a redução da riqueza de espécies e alteração na composição taxonômica e funcional (OLIVEIRA, GRILLO *et al.*, 2004; OLIVEIRA, SANTOS *et al.*, 2008; SANTOS, PERES *et al.*, 2008). Isto porque, nestes habitats, poucas espécies pioneiras proliferam substituindo a flora diversa de floresta madura, principalmente árvores de grande porte, polinizadas por vertebrados, as que têm flores, frutos e sementes grandes e as intolerantes a altos níveis de luminosidade, situação comum nas bordas dos fragmentos (MELO, DIRZO *et al.*, 2006; GIRÃO, LOPES *et al.*, 2007; LOPES, GIRÃO *et al.*, 2009; AGUIAR e TABARELLI, 2010; TABARELLI, AGUIAR *et al.*, 2010).

Associado a estas consequências, há o colapso de muitas interações animal-plantas e processos ecológicos, como a dispersão de sementes e a polinização, na FAN (SILVA e TABARELLI, 2000). Grande parte das árvores de sementes grandes perderam localmente seus dispersores naturais devido a alto nível de perda de habitat e caça descontrolada ou tem sua dispersão afetada devido as limitações de movimento de seus dispersores em paisagens hiper-fragmentadas (SILVA e TABARELLI, 2000; MELO, DIRZO *et al.*, 2006). Por outro lado, aumentam as interações entre formigas cortadeiras e plantas, pois em habitats afetados pelos efeitos de borda este grupo biológico torna-se abundante (MEYER, LEAL *et al.*, 2009). Outros efeitos em cascata da perda e fragmentação do habitat para a biodiversidade remanescente na FAN são: (1) redução da diversidade de sistemas de polinização, (2) declínio de espécies polinizadas por vertebrados, (3) redução da diversidade filogenética de árvores, (4) redução da capacidade de paisagens e remanescentes florestais reter carbono na biomassa vegetal viva (GIRÃO, LOPES *et al.*, 2007; LOPES, GIRÃO *et al.*, 2009; PAULA, 2009; SANTOS, ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2010). Também, a fragmentação e simplificação da paisagem na FAN parecem conduzir os fragmentos florestais remanescentes para estágios sucessionais iniciais a médios, num processo conhecido como degeneração ou “secundarização” da floresta (TABARELLI, AGUIAR *et al.*, 2010), tendo em vista que bordas e pequenos fragmentos parecem florestas secundárias com menos de 50 anos de idade em termos de riqueza, composição taxonômica e ecológica de plantas (SANTOS, PERES *et al.*, 2008). Este fenômeno é essencialmente induzido pelos efeitos de borda e, portanto, o grau que em que os fragmentos florestais se assemelham a sistemas em estágios iniciais de regeneração depende da magnitude e distância dos efeitos de borda no fragmento (TABARELLI, AGUIAR *et al.*, 2010). Por fim, a proliferação de árvores pioneiras e reorganização da flora de floresta madura tende a resultar em convergência florística e funcional entre comunidades de árvores de paisagens hiper-fragmentadas na FAN, o que contribui para a redução da diversidade alfa (dentro do fragmento), beta (dentro da paisagem)

e para a homogeneização biótica de toda FAN (OLIVEIRA, GRILLO *et al.*, 2004; SANTOS, PERES *et al.*, 2008; LÔBO, LEÃO *et al.*, 2011).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. V.; TABARELLI, M. Edge Effects and Seedling Bank Depletion: The Role Played by the Early Successional Palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 42, n. 2, p. 158-166, 2010.

AGUILAR, R. et al. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 9, n. 8, p. 968-980, 2006.

BAILLIE, J. E. M.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S. N. **2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment**. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK., p.191. 2004

BECK, J. A. N.; VUN KHEN, C. Beta-diversity of geometrid moths from northern Borneo: effects of habitat, time and space. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 2, p. 230-237, 2007.

BENDER, D. J.; TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. **Landscape Ecology**, v. 18, n. 1, p. 17-39, 2003.

BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of Forest Fragmentation on Seedling Abundance in a Tropical Rain Forest. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 380-389, 1998.

BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A. Habitat fragmentation and landscape change. In: SODHI, N. S. e EHRLICH, P. R. (Ed.). **Conservation Biology for All**. Oxford: Oxford University Press, 2010. cap. 5, p.88-104.

BIERREGAARD, R. O. et al. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 859-866, 1992.

CLAVERO, M.; BROTONS, L. Functional homogenization of bird communities along habitat gradients: accounting for niche multidimensionality. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 684-696, 2010.

COIMBRA-FILHO, A. F.; CÂMARA, I. D. G. **Os limites originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para Conservação da Natureza (FBCN), 1996.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1995.

DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 249-257, 2004.

DORMANN, C. F. et al. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 6, p. 774-787, 2007.

EKROOS, J.; HELIÖLÄ, J.; KUUSSAARI, M. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 2, p. 459-467, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of Fragmented Populations. **Conservation Biology**, v. 8, n. 1, p. 50-59, 1994.

FERRAZ, G. et al. A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. **Science**, v. 315, n. 5809, p. 238-241, January 12, 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265-280, 2007.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, July 22, 2005.

FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 2, p. 349-350, 2009.

FREYRE, G. **Nordeste: aspectos da influência da cana sobre a vida e paisagem do Nordeste do Brasil**. 7 ed. rev. São Paulo: Global, 2004.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 223-229, 1999.

GIRÃO, L. C. et al. Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. **PLoS ONE**, v. 2, n. 9, p. e908, 2007.

HANSKI, I. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, n. 1-2, p. 17-38, 1991.

HARPER, K. A. et al. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.

HILTON-TAYLOR, C. et al. State of the world's species. In: VIÉ, J.-C.; HILTON-TAYLOR, C., et al (Ed.). **Wildlife in a Changing World - An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species**. . Gland, Switzerland: IUCN, 2009. p.15-42.

HOBBS, R. J. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. **Biological Conservation**, v. 64, n. 3, p. 193-201, 1993.

HOLWAY, D. A.; SUAREZ, A. V. Homogenization of ant communities in mediterranean California: The effects of urbanization and invasion. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 319-326, 2006.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. New Jersey Princeton Univ. Press., 2001.

IBGE. **Atlas nacional do Brasil: região nordeste**. Rio de Janeiro: IBGE, 1985.

JANZEN, D. Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. **The American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 501-528, 1970.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G., et al (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo: Rima, 2006. p.411-436.

KAPOS, V. et al. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W. F. e BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.33-44.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J.; LENNON, J. J. Measuring beta diversity for presence–absence data. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, n. 3, p. 367-382, 2003.

KÜHN, I.; KLOTZ, S. Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 292-300, 2006.

LAURANCE, W. F. Habitat destruction: death by a thousand cuts. In: SODHI, N. S. e EHRLICH, P. R. (Ed.). **Conservation Biology for All**. Oxford: Oxford University Press, 2010. p.73-86.

LAURANCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836-836, 2000.

_____. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117-1118, 1997.

_____. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

_____. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 50, p. 19010-19014, 2006.

_____. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LAURANCE, W. F.; PERES, C. A. **Emerging threats to tropical forests**. Chicago, Illinois: The University of Chicago Press, 2006.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2. Amsterdam: Elsevier, 1998.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. **Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2006.

LÔBO, D. et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and distributions**, n. *in press*, 2011.

LOCKWOOD, J. L.; BROOKS, T. M.; MCKINNEY, M. L. Taxonomic homogenization of the global avifauna. **Animal Conservation**, v. 3, n. 01, p. 27-35, 2000.

LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154-1165, 2009.

MCKINNEY, M. L. Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 1, p. 47-53, 2004.

_____. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247-260, 2006.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450-453, 1999.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 50-60, 2006.

MEYER, S. T.; LEAL, I. R.; WIRTH, R. Persisting Hyper-abundance of Leaf-cutting Ants (*Atta* spp.) at the Edge of an Old Atlantic Forest Fragment. **Biotropica**, v. 41, n. 6, p. 711-716, 2009.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis**. World Resources Institute. Washington, DC. 2005

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.

NEKOLA, J. C.; WHITE, P. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **Journal of Biogeography**, v. 26, n. 4, p. 867-878, 1999.

OLDEN, J. D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 12, p. 2027-2039, 2006.

OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, p. 18-24, 2004.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L.; MCKINNEY, M. L. Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 261-271, 2006.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 2, p. 113-120, 2006.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MÁRCIO DE MELLO, J.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of

tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). **Plant Ecology**, v. 131, n. 1, p. 45-66, 1997.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 04, p. 389-394, 2004.

OLIVEIRA, M. A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1910-1917, 2008.

PACALA, S. W.; TILMAN, D. Limiting Similarity in Mechanistic and Spatial Models of Plant Competition in Heterogeneous Environments. **The American Naturalist**, v. 143, n. 2, p. 222-257, 1994.

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

PAULA, M. D. D. **Sequestro de carbono em áreas de Mata Atlântica com baixa e alta biodiversidade**. 2009. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

PIMM, S. L.; RAVEN, P. Biodiversity: Extinction by numbers. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 843-845, 2000.

PRUGH, L. R. et al. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 52, p. 20770-20775, 2008.

RAHEL, F. J. Homogenization of Fish Faunas Across the United States. **Science**, v. 288, n. 5467, p. 854-856, 2000.

RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant pollinator interactions. **Current Science**, v. 65, p. 273-277, 1993.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RICKETTS, T. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87-99, 2001.

ROSENZWEIG, M. L. Loss of speciation rate will impoverish future diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 98, p. 5404-5410, 2001.

SALA, O. E. et al. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, 2000.

SANTOS, A. M. M. et al. Biogeographical relationships among tropical forests in northeastern Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 3, p. 437-446, 2007.

SANTOS, B. A. et al. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 5, n. 9, p. e12625, 2010.

_____. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249-260, 2008.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SCHÜEPP, C. et al. Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. **Oecologia**, p. 1-9, 2010.

SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C. e CAMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Washington DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p. 43-59.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72-74, 2000.

SILVA, J. M. D. C. D.; COELHO, G.; GONZAGA, L. P. Discovered on the brink of extinction: a new species of Pygmy-Owl (Strigidae: Glaucidium) from Atlantic forest of northeast Brazil. **Ararajuba**, v. 10, p. 123-130, 2002.

SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, v. 30, p. 3-12, 2007.

STEINITZ, O. et al. Predicting Regional Patterns of Similarity in Species Composition for Conservation Planning. **Conservation Biology**, v. 19, n. 6, p. 1978-1988, 2005.

_____. Environment, dispersal and patterns of species similarity. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 6, p. 1044-1054, 2006.

TABARELLI, M. et al. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1654-1663, 2010.

TABARELLI, M.; FILHO, J. A. D. S.; SANTOS, A. M. M. A floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco. In: PÔRTO, J. S.; ALMEIDA-CORTEZ, et al (Ed.). **Diversidade biológica e conservação da floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, v.14, 2006. p.25-37.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TABARELLI, M.; SILVA, J. C. D.; GASSCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

TAYLOR, P. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 86, p. 571-573, 1993.

TILMAN, D. et al. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. **Science**, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001.

_____. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300-1302, 1997.

TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 2-22, 2010.

VELLEND, M. Do commonly used indices of β -diversity measure species turnover? **Journal of Vegetation Science**, v. 12, n. 4, p. 545-552, 2001.

VELLEND, M. et al. Homogenization of forest plant communities and weakening of species–environment relationships via agricultural land use. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 3, p. 565-573, 2007.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

WHITE, P. J. T.; KERR, J. T. Human impacts on environment–diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 290-299, 2007.

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2/3, p. 213-251, 1972.

WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, v. 50, n. 3, p. 296-302, 1981.

WU, J. et al. Three-Gorges Dam--Experiment in Habitat Fragmentation? **Science**, v. 300, n. 5623, p. 1239-1240, 2003.

ZURITA, G.; BELLOCQ, M. Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 1, p. 147-158, 2010.

MANUSCRITO A SER ENVIADO AO PERIÓDICO *Diversity and Distribution*

Efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas na floresta atlântica nordestina

Diele Lôbo₁, Tarciso Leão₁, Mateus Dantas, e Marcelo Tabarelli₁*

₁ Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 50670-901, Brasil

*Correspondência: Marcelo Tabarelli, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, CEP: 50670-901 Brasil. E-mail: mtrelli@ufpe.

Título resumido: Efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de plantas

INTRODUÇÃO

A modificação da paisagem e a fragmentação de hábitat são ameaças significativas para a biodiversidade global, regional e local; e podem causar impactos sinérgicos sobre muitas funções e serviços dos ecossistemas (Foley *et al.*, 2005; Fischer & Lindenmayer, 2007). Hábitats ao redor do mundo têm sido alterados por estes processos e os efeitos destas alterações estão bem documentados sobre a distribuição e abundância de espécies e a composição de comunidades (Laurance & Bierregaard, 1997; Laurance *et al.*, 2002; Fahrig, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2007). A abordagem tradicional dos estudos de impactos das mudanças espaciais na paisagem sobre diversidade biológica, incluindo o vasto conjunto de publicações sobre os “efeitos da fragmentação”, tem apresentado fortes evidências de decréscimo da diversidade alfa (ou riqueza de espécies) com o aumento da fragmentação e perda de hábitat (Dormann *et al.*, 2007). Entretanto, pouco se conhece quais os impactos da fragmentação sobre a similaridade ou diferença (diversidade beta) na composição de espécies entre paisagens (Dormann *et al.*, 2007; Zurita & Bellocq, 2010). Isto é particularmente importante porque o *turnover* espacial na composição de espécies entre paisagens é o maior determinante da diversidade de espécies na escala regional (Steinitz *et al.*, 2006).

O padrão de composição de espécies na escala regional, mesurado pela similaridade ou dissimilaridade de espécies entre paisagens, é determinado principalmente por dois mecanismos ecológicos: relações de nicho e processos de dispersão (Nekola & White, 1999; Steinitz *et al.*, 2006). A interação de ambos contribui para a redução de similaridade de espécies com o aumento da distância geográfica e da heterogeneidade ambiental, bem como para maior sensibilidade da similaridade de espécie à variação na composição, estrutura e configuração espacial da paisagem (Nekola & White, 1999; Steinitz *et al.*, 2006). Portanto, apesar de interpretação menos intuitiva que riqueza de espécies, a similaridade é mais sensível às mudanças na composição de comunidades naturais por distúrbios naturais ou antropogênicos (Zurita & Bellocq, 2010). Também permite explorar processos tipicamente da escala de paisagem e regional, como a fragmentação florestal e homogeneização biótica (Dormann *et al.*, 2007; Vellend *et al.*, 2007; Zurita & Bellocq, 2010). Bem como identificar áreas que maximizem a biodiversidade regional, podendo ser usada como base para planejamento de conservação (Steinitz *et al.*, 2005; Olden & Rooney, 2006).

Alterações na quantidade e qualidade do hábitat remanescente, tamanho dos fragmentos, isolamento e natureza da matriz influenciam a persistência de espécies nas paisagens (Fischer & Lindenmayer, 2007). Até o momento, não existe um padrão geral para a resposta da similaridade de espécies às mudanças na composição, estrutura e configuração de

paisagem, pois diferentes grupos taxonômicos podem responder diferentemente em sentido e intensidade (Dormann *et al.*, 2007). Para comunidades de árvores em paisagens tropicais, sabe-se que o aumento da perda de hábitat e da área de habitats afetados pelos efeitos de borda são acompanhados por profundas mudanças na composição de espécies, nas quais um rico conjunto de espécies de floresta madura é substituído por um conjunto empobrecido de espécies pioneiras, bem adaptadas a perturbações (Laurance *et al.*, 2006b; Tabarelli *et al.*, 2010). O processo de perda de espécies raras e especialistas associada a proliferação de espécies comuns e generalistas, quando bem distribuído na escala regional, pode contribuir significativamente para a homogeneização biótica (McKinney & Lockwood, 1999), principalmente porque as assembléias de árvores em paisagens hiper-fragmentadas são dominadas por poucas espécies pioneiras e, por isso, tendem a convergir taxonomicamente e funcionalmente (Tabarelli *et al.*, 2008; Aguiar & Tabarelli, 2010). Os impactos ecológicos nas comunidades de árvores derivados da perda de hábitat e dos efeitos de borda são frequentemente agravados pela extração seletiva, fogo, e outros distúrbios antropogênicos que contribuem para o aumento da mortalidade de árvores nos fragmentos florestais (Laurance *et al.*, 2000). Além disso, o declínio ou hiper-abundância de numerosas espécies de animais em paisagens fragmentadas podem distorcer processos ecológicos chaves como a polinização, a dispersão de sementes e a herbivoria, com impactos suplementares na comunidade de árvores (Tabarelli *et al.*, 2004).

A floresta Atlântica costeira do nordeste do Brasil, doravante floresta Atlântica nordestina (FAN), é um bloco de floresta tropical bem delimitado espacialmente e biogeograficamente, originalmente cobrindo cerca de 56.000 km² ou 4,6 % de toda extensão da floresta Atlântica (Silva & Casteleti, 2003; Santos *et al.*, 2007). Atualmente, a FAN possui um alto grau de fragmentação e perda de hábitat, com a floresta remanescente reduzida a pequenos fragmentos florestais (Ribeiro *et al.*, 2009). Milhares de fragmentos florestais nesta região estão cercados, principalmente, por uma matriz relativamente homogênea de plantações de cana-de-açúcar (Ranta *et al.*, 1998), o que oferece uma excelente oportunidade para examinar os efeitos de longo prazo da fragmentação de hábitat no padrão espacial de composição de assembléias de árvores entre paisagens (Tabarelli *et al.*, 2009).

Neste estudo, nós procuramos entender qual o efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens hiper-fragmentadas da FAN. Para isso, nós avaliamos uma ampla base de dados de registros contemporâneos de espécies arbustivo-arbóreas de ocorrência da região e quantificamos o número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos de diferentes paisagens.

Especificamente nossa hipótese é que a intensificação da modificação da paisagem associada ao aumento do número de fragmentos e proporção de área de borda e redução do tamanho médio dos fragmentos, favorece o aumento da similaridade de espécies de árvores e arbustos entre paisagens. O aumento de similaridade de espécie estaria relacionado com a alta ocorrência de espécies pioneiras e em proliferação na FAN (*sensu* Lôbo *et al.*, 2011). E, por sua vez, as altas proporções de espécies pioneiras e em proliferação da paisagem são determinadas pela estrutura da paisagem através do aumento de habitats afetados pelos efeitos de borda, como áreas de borda florestais e fragmentos pequenos.

MÉTODOS

A Floresta Atlântica do nordeste do Brasil

O estudo foi realizado na floresta Atlântica costeira do nordeste do Brasil entre os estados de Alagoas e Rio Grande do Norte (Fig. 1) – um importante centro de endemismo de espécies na América do Sul (Prance, 1987; Silva & Casteleti, 2003; Santos *et al.*, 2007). Esta região estende-se por terras baixas e planaltos de baixa altitude (< 500 m acima do nível do mar); em sua maioria constituídos por duas classes de solos distróficos com grande proporção de argila: latossolos vermelho-amarelo e podzólicos vermelho-amarelo. A precipitação anual é de aproximadamente 2.000 mm, com uma estação de 3 meses secos (< 60 mm/mês) entre os meses de novembro-janeiro (IBGE, 1985). A floresta de terra firme predominantemente de terras baixas inclui cinco subtipos fisionômicos: ombrófila densa, ombrófila aberta, estacional semidecidual e as áreas de transição - formações pioneiras (restingas e manguezais) e áreas de tensão ecológica (vegetação de contato entre floresta Atlântica estacional semidecidual e caatinga (Veloso *et al.*, 1991). A floresta Atlântica tem sido historicamente e intensamente convertida em terras agrícolas e o habitat florestal remanescente, menos de 12% da cobertura original, persiste como arquipélagos de pequenos fragmentos florestais altamente isolados (Ribeiro *et al.*, 2009). Atualmente, 84% dos fragmentos da FAN possuem menos que 50 ha, juntos correspondem a cerca 30% da área remanescente (Ribeiro *et al.*, 2009). Porto *et al.* (2006) oferecem listas abrangentes de espécies animais e vegetais que habitam esta parte da floresta Atlântica brasileira.

Distribuição das espécies arbustivo-arbóreas

Informações sobre a ocorrência de espécies arbustivo-arbóreas na FAN foram obtidas a partir da base de dados de plantas do Laboratório de Ecologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. Até a presente data, esta base de dados contém cerca de 112.847

registros de angiospermas, sendo 62.783 registros da área de estudo, e tem sido construída desde 1998 (Santos *et al.*, 2007), através da compilação de lista de espécies de três fontes principais: 1) inventários florísticos realizados pelo Laboratório de Ecologia Vegetal; 2) publicações técnico-científicas disponíveis contendo listas de espécies, 3) dados primários de coleções botânicas de 37 herbários, sendo 34 nacionais e 3 estrangeiros, garimpados através do sistema de busca *specieslink* (Anexo 1). Os registros de espécies obtidos a partir destas fontes foram padronizados quanto a ortografia e a existência de sinônimos de acordo com Lista de Espécies da Flora do Brasil (Forzza *et al.*, 2010) e classificados segundo o sistema APG II (The Angiosperm Phylogeny Group, 2003) antes da análise. O conjunto de dados final aqui utilizado consiste 5.000 registros de arbustos, árvores e palmeiras, distribuídos em 752 espécies, 311 gêneros e 83 famílias. As cinco famílias com maiores números de espécies e de registros foram Fabaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Melastomataceae e Euphorbiaceae. E as espécies mais abundantes foram: *Byrsonima sericea*, *Tapirira guianensis*, *Himatanthus bracteatus*, *Bowdichia virgilioides* e *Vismia guianensis*. Por fim, as espécies foram classificadas segundo a estratégia de regeneração em pioneiras e tolerantes à sombra com base em informações disponíveis na literatura (Tabarelli *et al.*, 1999; Silva & Tabarelli, 2000; Oliveira Filho *et al.*, 2004; Grillo, 2005; Santos, 2005; Oliveira, 2007).

Quantificando a similaridade taxonômica

Neste estudo, nós comparamos - par-a-par - a semelhança taxonômica de assembléias de espécies arbustivo-arbóreas entre diferentes paisagens. Para isto, a região de estudo foi dividida em um *grid* com células de 20 x 20 km. Cada célula nós consideramos uma paisagem. A partir da intersecção das coordenadas geográficas dos registros da base de dados com o *grid* da região, pode-se obter uma lista de registros e espécies para cada célula de 20 x 20 km. Para os registros sem a localização exata de coleta, nós utilizamos a coordenada geográfica do centróide do município. O erro máximo médio para estes registros, calculado como sendo a distância entre centróide e a fronteira mais distante do município, foi cerca de 10 km. Desta maneira, o tamanho da célula de 20 x 20 km reduziu ruídos associados a baixa precisão de localização geográfica destes registros. Para testarmos nossa hipótese, selecionamos paisagens com 100 ou mais espécies. Um total de 22 paisagens foram selecionadas e comparadas entre si, resultando em uma matriz triangular com 231 valores de similaridade (ver Fig. 1). As paisagens selecionadas diferem enormemente quanto a distância entre seus centróides (19 a 509 km), riqueza de espécies e tipo de vegetação predominante (ver Tabela 1).

Quantificando a estrutura das paisagem

A estrutura da paisagem foi mensurada através de mapas vetorizados da cobertura florestal da região. A floresta remanescente foi mapeada utilizando o sistema de classificação supervisionada seguido de vetorização para refinamento final nos programas ERDAS Imagine 8.4 e ArcGIS 9.2, a partir de imagens de satélite LANDSAT ETM+ ano 2000, com 30 metros de resolução e LANDSAT MSS de 1979, com 43 metros de resolução (Dantas, 2006). Estes mapas integram o sistema de informação geográfica do Laboratório de Ecologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. Neste estudo foram analisados os fragmentos com mais de 10 hectares, tendo em vista as limitações de resolução da imagem. Cinco índices de paisagem foram mensurados para caracterizar a estrutura das 22 paisagens selecionadas, são eles: 1) proporção de floresta remanescente na paisagem, 2) número de fragmentos, 3) proporção de área de borda (proporção da área de floresta remanescente submetida aos efeitos de borda, considerando 100 m de largura de borda), 4. tamanho médio dos fragmentos e 5. proporção de floresta secundária (proporção de floresta que surgiu entre os anos de 1979 e 2000 na paisagem).

Análise dos dados

A similaridade taxonômica foi examinada através do índice de similaridade de Jaccard mais técnicas de reamostragem para controlar potenciais influências dos números desbalanceados de espécies entre as paisagens. Primeiramente, usamos a rotina *Similarity Profile* (SIMPROF) do pacote de software Primer v.6 (Clarke & Gorley, 2006) para obter médias e intervalos de confiança dos valores de similaridade de Jaccard após 1000 permutações. A rotina Simprof foi adotada para validar os agrupamentos observados na análise de cluster, uma vez que verifica se a estrutura observada das assembléias de espécies resulta do acaso (Clarke *et al.*, 2008). Em nosso estudo, as assembléias de espécies apresentaram estruturas reais e por isso os valores de média gerados pela rotina Simprof foram posteriormente utilizados para verificar a relação entre a similaridade e a estrutura da paisagem dos 231 pares de paisagens.

Para verificar o efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas entre as 22 paisagens da floresta Atlântica nordestina selecionadas, nós produzimos um modelo linear geral (GLM) com os valores médio de Jaccard como variável resposta. As variáveis explanatórias utilizadas no modelo foram: 1) número de fragmentos, 2) proporção de área de borda, 3) tamanho médio dos fragmentos, 4) distância geográfica $\log_{10}$ -transformada entre os centróides das paisagens, 5) razão entre as riquezas observadas do par

de paisagem, e 6) tipo de vegetação (expresso como uma variável categórica de dois fatores: (1) Par de paisagem do mesmo tipo de vegetação e (2) de tipos de vegetação diferentes). As últimas três variáveis foram adicionadas ao modelo por serem fatores que influenciam a similaridade taxonômica de comunidades biológicas previamente não controlados no desenho amostral (Nekola & White, 1999; Soininen *et al.*, 2007; Vellend *et al.*, 2007). Apenas os índices de estrutura da paisagem número de fragmentos, proporção de área de borda, e tamanho médio dos fragmentos foram utilizados no GLM pois geraram o modelo com melhor coeficiente de determinação e menor colinearidade entre variáveis. Todas as variáveis apresentaram VIF (*variance inflation factor*) < 3. Nesta análise os índices de estrutura da paisagem foram mensurados para os 231 pares de comparações possíveis entre as 22 paisagens selecionadas, somando os valores de estrutura das paisagens individuais para cada par de comparação. Para inferir graficamente sobre o efeito dos índices de estrutura de paisagem sobre o padrão de similaridade de espécies, nós produzimos uma ordenação NMDS (*non-metric multidimensional scaling*) das 22 paisagens baseada numa matriz de similaridade de Bray-Curtis, pois a ordenação NMDS tem melhor performance em métricas baseada na distância como esta (Dufrêne & Legendre, 1997). Os registros das espécies entre paisagens foram padronizados e transformados por raiz quadrada para eliminar os potenciais vieses do número desbalanceados de espécies (Clarke & Warwick, 2001). Também, nós realizamos uma análise de espécies indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997) para identificar espécies características entre dois grupos de paisagens com diferentes proporções relativas de área de borda: (1) baixa proporção de borda (11 paisagens com menor proporção da área de borda, 52 a 77% de área de borda) e (2) alta proporção de área de borda (11 paisagens com mais alta proporção de área de borda, 80-93% de área de borda).

Para verificar o efeito da estrutura da paisagem sobre as proporções de registros de espécies pioneiras e em proliferação (*sensu* Lôbo *et al.*, 2011) entre as 22 paisagens selecionadas, nós produzimos dois modelos lineares gerais (GLM). No primeiro modelo, nós utilizamos a proporção de registros de espécies pioneiras como variável resposta, e no segundo modelo, a proporção de registros de espécies em proliferação. Como variáveis explanatórias em ambos modelos nós utilizamos os índices de estrutura de paisagem número de fragmentos, proporção de área de borda, e tamanho médio dos fragmentos. Todas as variáveis foram calculadas para cada par de paisagens possíveis (n=231).

Por fim, para verificarmos o efeito das proporções de registros de espécies pioneiras e em proliferação sobre a similaridade de espécies, nós geramos um GLM entre o eixo 1 da ordenação NMDS (variável resposta) e a proporção de registros de espécies pioneiras e em

proliferação das 22 paisagens selecionadas (variáveis explanatórias). Os testes estatísticos foram realizados no STATISTICA 7 (StatSoft Inc., 2004), PRIMER (Clarke & Gorley, 2006) e PC-ORD (McCune & Mefford., 1999).

RESULTADOS

Estrutura da Paisagem

Um total de 89.682 ha e 1.263 fragmentos foram mapeados nas 22 paisagens de floresta Atlântica selecionadas, isto equivale cerca de 31,6% da floresta remanescente da região de estudo. A proporção de floresta remanescente nas 22 paisagens variou entre 1,8 e 22% e, em média, foi de $9,9 \% \pm 6,01$ (média $\pm$ DP; Fig. 2a e b). Em relação ao número de fragmentos, em média as 22 paisagens apresentaram 58.6 ± 24.26 (média $\pm$ DP) fragmentos por paisagem. Fragmentos pequenos (< 50 ha) compreenderam a maior parte dos fragmentos (76,4%) e da área de floresta remanescente (22,1%). O tamanho médio dos fragmentos foi de $68.2 \text{ ha} \pm 37.78$ (média $\pm$ DP; Fig. 2c) e nenhum fragmento florestal entre as 22 paisagens amostradas possuiu mais que 10.000 ha. Do total da floresta remanescente mapeada, 73% está localizada a menos de 100 m de distância de bordas florestais. Em média, a proporção de área de borda entre as paisagens foi $78.6\% \pm 11.04$ (média $\pm$ DP), variando entre 55% e 93% de área de borda. Quase a metade das florestas remanescentes nas 22 paisagens ($47,2\% \pm 16,05$; média $\pm$ DP) são áreas de floresta secundárias que regeneraram-se entre os anos de 1979 e 2000 (Fig. 2b).

Efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies

A similaridade reamostrada de espécies arbustivo-arbóreas entre as paisagens da floresta Atlântica estudada foi de 0.22 ± 2.61 (média $\pm$ DP), variando entre 0.15 e 0.29. Como esperado, houve uma relação significativa entre a similaridade e as variáveis explanatórias (exceto tipo de vegetação), que conjuntamente explicaram 24% da variação da similaridade (Tabela 2). Os valores de similaridade de espécies via índice de Jaccard foram influenciados principalmente pela distância geográfica, indicando que paisagens espacialmente próximas são mais similares entre si que paisagens distantes, mas também foram influenciados pelos índices de estrutura de paisagem e pela razão da riqueza de espécies (veja valores de SS e de β na Tabela 2). A razão da riqueza foi positivamente correlacionada com a similaridade de espécies, indicando que quanto mais balanceado o número de espécies do par maior a similaridade entre as paisagens. Os índices de estrutura de paisagens (número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos) foram significativos, e depois

de distância geográfica, melhor explicaram a variação da similaridade de espécies. Segundo o modelo linear, quanto maior a similaridade entre o par de paisagem maior a proporção de área de borda, do tamanho médio e do número de fragmentos. A proporção de área de borda se destacou como a variável de paisagem mais importante para a similaridade de espécies. Entretanto, a ordenação NMDS não segregou claramente as paisagens em função dos três índices de estrutura de paisagem utilizados no modelo ($stress=0.17$, Fig. 3) e nenhuma espécie se destacou como indicadora de paisagens com baixa e alta proporção relativa de área de borda. Independente da proporção de borda, as espécies pioneiras predominaram entre as 15 espécies mais frequentes e com maiores números de registros entre as paisagens (Fig. 4). Além disso, praticamente são as mesmas espécies que dominam as paisagens com maior e menor proporção relativa de borda .

Efeito da estrutura da paisagem sobre as proporções de registros de espécies pioneiras e em proliferação

Em geral, as 22 paisagens apresentaram alta proporção de espécies pioneiras variando entre 53 e 75% dos registros de espécies das paisagens. Enquanto que entre 4 e 17% dos registros de espécies das paisagens foram relativos às espécies em proliferação. Como esperado, houve uma relação significativa entre a proporção de registros de espécies pioneiras e os índices de estrutura da paisagem (número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos). A medida que aumentou a proporção de registros de espécies pioneiras aumentou o número de fragmentos, a proporção de área de borda e o tamanho médio dos fragmentos (Tabela 3). Entretanto, a proporção de registros de espécies em proliferação foi apenas relacionada significativamente e positivamente com proporção de área de borda (Tabela 4). Ambas relações apresentaram poder preditivo muito baixo: 9% da variação da proporção de pioneiras foi explicada pelos índices de estrutura, enquanto que 5% foi a variação explicada da proporção registros de espécies em proliferação .

Efeito das proporções de registros de espécies pioneiras e em proliferação sobre a similaridade de espécies

As proporções de registros de espécies pioneiras e em proliferação afetaram significativamente a similaridade de espécies (expressa pelo eixo 1 da ordenação NMDS), explicando 34% da variação das posições das paisagens ao longo do eixo (Tabela 5). A proporção de espécies em proliferação foi mais importante para explicar a variação do eixo 1 da ordenação NMDS que a proporção de espécies pioneiras.

DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que a estrutura da paisagem, mensurada através dos índices número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos, influencia a similaridade de assembléias de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens na floresta Atlântica nordestina. Associada à distância geográfica, principal preditor da similaridade de espécie no modelo, a influência da estrutura da paisagem foi relativamente baixa, tendo em vista que o modelo geral explicou apenas 24 % da variação da similaridade de espécies. Isso sugere que entre as paisagens estudadas grande parte da variação do padrão espacial da composição de espécies é determinada por outros fatores não incorporados ao modelo, como por exemplo efeito da matriz, histórico e intensidade do uso da terra (Dormann *et al.*, 2007). Apesar do baixo poder preditivo, o efeito da estrutura da paisagem sobre a similaridade de espécies apontou o seguinte padrão: quanto maior a proporção de área de borda, número e o tamanho médio dos fragmentos maior a similaridade entre paisagens. Tipo de vegetação e riqueza entre as paisagens também contribuíram com resultados importantes. Tipo de vegetação não foi significativo para similaridade de espécies. Ou seja, houve pouca diferença para a similaridade de espécies se comparado um par de paisagens de mesmo ou diferente tipo de vegetação. Já riqueza de espécies entre as paisagens mostrou que apesar da utilização da técnica de reamostragem para redução dos vieses associado ao número desbalanceado de espécies entre paisagens, esse efeito ainda foi responsável por parte da variação da similaridade. A ordenação NMDS expressa por gráficos em função dos índices de estrutura da paisagem não destacou um evidente efeito destes índices sobre a similaridade de espécies. Isso sugere que os índices de estrutura de paisagem mensurados, por si, têm baixo poder de determinação do padrão de similaridade de espécies entre as paisagens estudadas. Também, nenhuma espécie se destacou como indicadora de paisagens com maior e menor proporção relativa de área de borda. De fato, ao analisarmos as 15 espécies mais frequentes entre as paisagens com maior e menor proporção relativa de área de borda é notável a alta similaridade das espécies entre estes dois grupos de paisagens.

Número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos influenciaram positivamente a proporção de registros de espécies pioneiras na paisagem e, apenas proporção de área de borda influenciou a proporção de registros de espécies em proliferação. Entretanto, ambas relações foram fracas, o que sugere que outros fatores de paisagem podem desempenhar um papel importante para a abundância e frequência das espécies pioneiras. Por exemplo, a área de florestas secundárias na paisagem pode ter um efeito importante na proporção de espécies pioneiras e em proliferação e, consequentemente,

para a similaridade de espécies, já que esta é influenciada pela proporção de espécies pioneiras e em proliferação. De fato, grande parte da floresta remanescente na região de estudo são florestas secundárias nos estágios iniciais a médio de regeneração (Ribeiro *et al.*, 2009). Estas florestas abrigam uma baixa riqueza de espécies e de grupos ecológicos, são abundantes em espécies pioneiras e possui uma comunidade de árvores muito similar aquelas de áreas de bordas e pequenos fragmentos florestais (Liebsch *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2008). Nós verificamos que a variável tamanho médio dos fragmentos é significativamente associada à proporção de floresta remanescente ($r = 0.73$) na paisagem, e que ambas mais número de fragmentos são fortemente relacionadas com a proporção de florestas secundária, mensurada neste estudo como as áreas de florestas que surgiram na paisagem entre os anos de 1979 e 2000 ($r = 0.60, 0.83$ e 0.64 ; respectivamente). Assim, grande parte do incremento de hábitat, do número e tamanho médio dos fragmentos entre as paisagens analisadas é associado ao aumento de áreas de florestas secundárias. Isso poderia explicar a relação positiva e inesperada entre o tamanho médio dos fragmentos e a proporção de espécies pioneiras na paisagem, bem como com o aumento da similaridade de espécies.

Poucos estudos documentam o efeito a estrutura da paisagem e fragmentação do hábitat sobre a similaridade de espécies entre várias paisagens (Zurita & Bellocq, 2010). Para plantas de ecossistemas temperados (desde ervas a árvores), Dormann *et al.* (2007) mostram uma relação não linear em forma de U com o aumento da fragmentação de hábitat e intensidade de uso da terra. Inicialmente a similaridade de plantas decresce com o aumento da fragmentação, mas após um limiar, em torno de 18% de hábitat remanescente, a similaridade passa a crescer a medida que o grau de fragmentação aumenta na paisagem. Vellend *et al.* (2007), também em ecossistemas temperados na América do Norte e Europa, mostram que o aumento de áreas de florestas secundárias em relação a florestas maduras contribuem para o aumento de similaridade de comunidades de plantas entre paisagens.

Em florestas tropicais, muitas evidências na escala local e de paisagem sugerem o aumento da similaridade de árvores com o aumento da modificação da paisagem. Logo após que habitats florestais são fragmentados e novas bordas florestais são criadas, novas condições ambientais predominam na área de influência da borda com consequências severas para as relações de nicho das espécies (Kapos *et al.*, 1997; Harper *et al.*, 2005). Frequentemente, espécies de floresta madura pouco toleram as novas condições ambientais e são substituídas por espécies pioneiras, comuns, generalistas, bem adaptadas à perturbações, favorecendo a homogeneização de comunidades locais (Laurance *et al.*, 2006a; Laurance *et al.*, 2006b; Tabarelli *et al.*, 2008). Fortes evidências deste processo é a frequente ausência de

taxa de floresta madura de específicos grupos de atributos biológicos nos habitats afetados pelos efeito de borda (bordas florestais e fragmentos pequenos), por exemplo: árvores emergentes (Laurance *et al.*, 2006a; Oliveira *et al.*, 2008), de sementes grandes (Melo *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2008), de sub-bosque e tolerantes à sombra (Tabarelli *et al.*, 1999), dispersas e polinizadas por vertebrados (Lopes *et al.*, 2009) e de madeira densa (Laurance *et al.*, 2006a). Por outro lado, os habitats afetados pelos efeitos de borda combinam características ideais para proliferação e persistência de árvores e arbustos pioneiros, como: (1) aumento da mortalidade de espécies de floresta madura (Laurance *et al.*, 2006a), (2) aumento da chegada de sementes de espécies pioneiras e exóticas que crescem em terras degradadas próximas as bordas florestais (Harper *et al.*, 2005), e (3) mudanças microclimáticas que favorecem a germinação de espécies pioneiras. Por exemplo, em paisagens fragmentadas na floresta Amazônica, algumas espécies pioneiras (e.g. espécies dos gêneros *Vismia*, *Cecropia*, e *Miconia*) aumentaram cerca de 1000% sua densidade em habitats de borda (Laurance *et al.*, 2006b) e na floresta Atlântica costeira do nordeste do Brasil, espécies pioneiras podem representar cerca de 80% das espécies e caules destes habitats (Santos *et al.*, 2008; Tabarelli *et al.*, 2010). Além da rápida proliferação, as espécies pioneiras persistem e mantêm múltiplas gerações de populações em áreas de borda, podendo conduzir fragmentos dominados por borda para estágios iniciais de regeneração e, assim, limitar a capacidade destes fragmentos reter grande parte da diversidade das florestas maduras (Tabarelli *et al.*, 2008). Entretanto, os nossos resultados mostraram que apesar da proliferação de espécies pioneiras ter influência positiva sobre similaridade de espécies, esta relação é fraca. Possivelmente mais importante para a similaridade de espécie entre paisagens sejam os fatores que influenciam a persistência de populações residuais de espécies de floresta madura, como por exemplo o histórico de uso dos remanescentes florestais.

Habitats afetados pelos efeitos de borda estão sendo amplamente replicados, porque a modificação da paisagem e fragmentação de habitat são processos extremamente bem distribuídos em paisagens de florestas tropicais (Laurance & Peres, 2006). Da mesma forma, muitas terras abandonadas pela agricultura estão regenerando e aumentando as áreas de florestas secundárias em muitos países tropicais (FAO, 2009). A ampliação de habitats afetados pelos efeito de borda e florestas secundárias pode favorecer a perda de diversidade regional e a homogeneização de comunidades de plantas em paisagens hiper-fragmentadas (Vellend *et al.*, 2007; Lôbo *et al.*, 2011), tendo em vista a capacidade limitada destes habitats em manter a diversidade de espécies e de grupos ecológicos das floresta madura (Tabarelli *et al.*, 2008). Ambos processos possuem sérias consequências ecológicas e evolutivas para a

biota regional, como: (1) redução da variabilidade genética entre populações de diversas espécies; (2) limitação do potencial futuro de especiação (Rosenzweig, 2001); (3) redução da diversidade funcional e (4) alteração da resiliência dos ecossistema, limitando a capacidade de adaptação destes face às mudanças ambientais futuras (Olden *et al.*, 2004). A floresta Atlântica costeira do nordeste do Brasil já passa por um processo de homogeneização biótica de sua flora arbórea (Lôbo *et al.*, 2011), associado com redução da diversidade funcional de sistemas de polinização (Lopes *et al.*, 2009), fenologia reprodutiva e vegetativa e estratégias de dispersão (Tabarelli *et al.*, 2010). Em síntese, nós apresentamos evidências de que a estrutura da paisagem pode influenciar a similaridade de assembléias de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens, pois influencia a proporção de espécies pioneiras e estas, por sua vez, afeta a similaridade de espécies. Entretanto, na escala estudada, esta relação foi fraca sugerindo que outros fatores de estrutura, composição e configuração da paisagem, que não os analisados, podem ter papel importante na determinação da proliferação de espécies pioneiras bem como na capacidade das paisagens reter populações residuais de espécies de floresta madura. Futuros estudos de ecologia de comunidade com múltiplas réplicas de paisagem poderão fornecer valiosas contribuições para o entendimento da dominância de habitats afetados pelos efeitos de borda e de florestas secundárias sobre a similaridade taxonômica e funcional de comunidades de espécies lenhosas na escala regional.

AGRADECIMENTOS

Nós agradecemos ao CNPq pelas bolsas concedidas a D. Lôbo e T. Leão (CNPq-GM) e M. Tabarelli (CNPq-PQ).

REFERÊNCIAS

- Aguiar, A. V. & Tabarelli, M. (2010). Edge Effects and Seedling Bank Depletion: The Role Played by the Early Successional Palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. *Biotropica*, **42**, 158-166.
- Clarke, K. & Gorley, R. (2006). *Primer v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J. & Gorley, R. N. (2008). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **366**, 56-69.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E, Plymouth.

- Dantas, M. (2006). Padrões e processos de fragmentação no Centro de Endemismo Pernambuco). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J.-P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W. K. R. E. & Zobel, M. (2007). Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 774-787.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67**, 345-366.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **34**, 487-515.
- FAO (2009). State of the world's forests 2009. *State of the World's Forests*. (ed. by FAO), p. 144, Rome.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 265-280.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, **309**, 570-574.
- Forzza, R. C., Leitman, P. M., Costa, A. F., Carvalho Jr., A. A., Peixoto, A. L., Walter, B. M. T., Bicudo, C., Zappi, D., Costa, D. P., Lleras, E., Martinelli, G., Lima, H. C., Prado, J., Stehmann, J. R., Baumgratz, J. F. A., Pirani, J. R., Sylvestre, L., Maia, L. C., Lohmann, L. G., Queiroz, L. P., Silveira, M., Coelho, M. N., Mamede, M. C., Bastos, M. N. C., Morim, M. P., Barbosa, M. R., Menezes, M., Hopkins, M., Secco, R., Cavalcanti, T. B. & Souza, V. C. (2010). Lista de Espécies da Flora do Brasil). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Grillo, A. A. d. S. (2005). As implicações da fragmentação e perda de habitats sobre a assembléia de árvores na floresta Altântica ao norte do rio São Francisco). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brosnoks, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D. A. R., Jaiteh, M. S. & Esseen, P.-A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, **19**, 768-782.
- IBGE (1985). *Atlas nacional do Brasil: região nordeste*. IBGE, Rio de Janeiro.

- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L. C. & Ganade, G. (1997). Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. (ed. by W. F. Laurance and R. O. Bierregaard), pp. 33-44. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. F. & Bierregaard, R. O. (1997). *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. F., Delamonica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L. & Lovejoy, T. E. (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, **404**, 836-836.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G. & Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, **16**, 605-618.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ribeiro, J. E. L. S., Giraldo, J. P., Lovejoy, T. E., Condit, R., Chave, J., Harms, K. E. & D'Angelo, S. (2006a). Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **103**, 19010-19014.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A. C., Fearnside, P. M., Ribeiro, J. E. L. & Capretz, R. L. (2006b). Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, **87**, 469-482.
- Laurance, W. F. & Peres, C. A. (2006). *Emerging threats to tropical forests*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Liebsch, D., Marques, M. C. M. & Goldenberg, R. (2008). How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation*, **141**, 1717-1725.
- 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 distributions*.
- Lopes, A. V., Girão, L. C., Santos, B. A., Peres, C. A. & Tabarelli, M. (2009). Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, **142**, 1154-1165.

- McCune, B. & Mefford, M. J. (1999). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data). MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McKinney, M. L. & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, **14**, 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*, **132**, 50-60.
- Nekola, J. C. & White, P. S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, **26**, 867-878.
- 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 & Evolution*, **19**, 18-24.
- Olden, J. D. & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 113-120.
- Oliveira Filho, A. T., Carvalho, D. A., Vilela, E. A., Curi, N. & Fontes, M. A. L. (2004). Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Revista Brasileira de Botânica*, **27**, 685-701.
- 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*, **256**, 1910-1917.
- Oliveira, M. A. d. (2007). Fragmentação e riqueza de árvores em escala local e regional na floresta Atlântica nordestina: implicações para a conservação. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Pôrto, C., Almeida-Cortez, J. S. & Tabarelli, M. (2006). *Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do rio São Francisco*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Prance, G. T. (1987). Biogeography of neotropical plants. *Biogeography and quaternary history in tropical America*. (ed. by W. a. G. T. Prance), pp. 175-196. Claredon Press, Oxford.
- Ranta, P., Blom, T. O. M., Niemelä, J., Joensuu, E. & Siitonen, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, **7**, 385-403.

- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, **142**, 1141-1153.
- Rosenzweig, M. L. (2001). Loss of speciation rate will impoverish future diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **98**, 5404-5410.
- Santos, A. M. M., Cavalcanti, D. R., Silva, J. M. C. d. & Tabarelli, M. (2007). Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. *Journal of Biogeography*, **34**, 437-446.
- Santos, B. A. (2005). A criação de bordas recria florestas secundárias? um estudo na floresta Altântica nordestina). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- 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*, **141**, 249-260.
- Silva, J. M. C. & Casteleti, C. H. M. (2003). Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*. (ed. by C. Galindo-Leal and I. G. Camara), pp. 43-59. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington DC.
- Silva, J. M. C. & Tabarelli, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, **404**, 72-74.
- Soininen, J., McDonald, R. & Hillebrand, H. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, **30**, 3-12.
- StatSoft Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system)). www.statsoft.com.
- Steinitz, O., Heller, J., Tsoar, A., Rotem, D. & Kadmon, R. (2005). Predicting Regional Patterns of Similarity in Species Composition for Conservation Planning. *Conservation Biology*, **19**, 1978-1988.
- Steinitz, O., Heller, J., Tsoar, A., Rotem, D. & Kadmon, R. (2006). Environment, dispersal and patterns of species similarity. *Journal of Biogeography*, **33**, 1044-1054.
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Girão, L. C., Peres, C. A. & Lopes, A. V. (2010). Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, **24**, 1654-1663.
- Tabarelli, M., Lopes, A. V. & Peres, C. A. (2008). Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. *Biotropica*, **40**, 657-661.

- Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C. A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, **91**, 119-127.
- Tabarelli, M., Pinto, S. R. R. & Leal, I. R. (2009). Floresta Atântica nordestina: fragmentação, degeneração e conservação. *Ciência Hoje*, **44**, 36-41.
- Tabarelli, M., Silva, J. C. d. & Gasscon, C. (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, **13**, 1419-1425.
- The Angiosperm Phylogeny Group (2003). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **141**, 399-436.
- Vellend, M., Verheyen, K., Flinn, K. M., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., Graae, B. J., Bellemare, J., Honnay, O., Brunet, J., Wulf, M., Gerhardt, F. & Hermy, M. (2007). Homogenization of forest plant communities and weakening of species–environment relationships via agricultural land use. *Journal of Ecology*, **95**, 565-573.
- Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R. & Lima, J. C. A. (1991). *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Zurita, G. & Bellocq, M. (2010). Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landscape Ecology*, **25**, 147-158.

BIOSKETCH

Nosso grupo de pesquisa está sediado em Recife, nordeste do Brasil, na Universidade Federal de Pernambuco (www.ufpe.br/ecoplan). As pesquisas são focadas em ecologia e conservação de plantas, particularmente na resposta das plantas a fragmentação de florestas tropicais. D. Lôbo concebeu a idéia do manuscrito e preparou os conjuntos de dados com colaboração de M. Dantas, T. Leão colaborou com as análises dos dados e interpretação dos resultados e M. Tabarelli supervisionou todo o processo.

Tabela 1. Tipo de Vegetação predominante e riqueza de espécies em 22 paisagens (20 x 20 km) na floresta Atlântica costeira do nordeste do Brasil

ID	Tipo de vegetação predominante	Riqueza de espécies
1	Estacional Semidecidual	170
2	Estacional Semidecidual	162
3	Formações Pioneiras	264
4	Ombrófila aberta	112
5	Estacional Semidecidual	251
6	Ombrófila aberta	136
7	Ombrófila aberta	294
8	Ombrófila densa	335
9	Estacional Semidecidual	212
10	Ombrófila densa	341
11	Ombrófila aberta	148
12	Ombrófila aberta	240
13	Estacional Semidecidual	134
14	Ombrófila aberta	250
15	Ombrófila aberta	167
16	Estacional Semidecidual	157
17	Formações Pioneiras	226
18	Formações Pioneiras	172
19	Estacional Semidecidual	105
20	Ombrófila densa	161
21	Ombrófila densa	118
22	Ombrófila aberta	147

Tabela 2. Parâmetros do modelo GLM gerados com valores reamostrados do índice de similaridade de Jaccard, o qual descreve a variação de similaridade de espécies arbustivo-arbóreas entre 22 paisagens na floresta Atlântica costeira do nordeste do Brasil em resposta aos índices de estrutura de paisagem (número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos), distância geográfica ($\log_{10}$ transformada), riqueza de espécies (razão da riqueza do par de paisagem comparado) e tipo de vegetação (par de paisagem de mesmo tipo de vegetação ou não).

Variáveis explanatórias	SS	DF	β	F	p	VIF	R ²
Número de Fragmentos	25.02	1	0.204	10.295	0.001544	1.141	24%
% Área de Borda	55.76	1	0.454	22.948	0.000003	2.571	
Tamanho médio	46.23	1	0.418	19.024	0.000020	2.511	
Distância	70.57	1	-0.336	29.041	0.000000	1.089	
Riqueza	29.21	1	0.215	12.023	0.000638	1.081	
Tipo de Vegetação	0.85	1	0.036	0.491	0.554408	1.042	

Tabela 3. Parâmetros do modelo GLM que descreve a variação da proporção de registros de espécies pioneiras arbustivo-arbóreas entre 22 paisagens na floresta Atlântica nordestina em resposta aos índices de estrutura de paisagem (número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos).

Variáveis explanatórias	SS	DF	β	F	p	R ²
Número de Fragmentos	50.602	1	0.160	5.8544	0.0163	9%
% Área de Borda	105.291	1	0.353	12.1816	0.0005	
Tamanho médio	10.031	1	0.206	4.1409	0.0430	

Tabela 4. Parâmetros do modelo GLM que descreve a variação da proporção de registros de espécies em proliferação (*sensu* Lôbo *et al.*, 2011) entre 22 paisagens na floresta Atlântica nordestina em resposta aos índices de estrutura de paisagem (número de fragmentos, proporção de área de borda e tamanho médio dos fragmentos).

Variáveis explanatórias	SS	DF	β	F	p	R ²
Número de Fragmentos	0.136	1	-0.010	0.026	0.870230	5%
% Área de Borda	26.605	1	0.234	5.234	0.023063	
Tamanho médio	46.23	1	0.143	1.973	0.161436	

Tabela 5. Parâmetros do modelo GLM que descreve a variação do eixo 1 da ordenação NMDS em resposta às proporções de registros de espécies arbustivo-arbóreas pioneiras e em proliferação (*sensu* Lôbo *et al.*, 2011) de 22 paisagens na floresta Atlântica nordestina.

Variáveis explanatórias	SS	DF	β	F	p	R ²
% espécies pioneiras	2.139643	1	0.396	4.852988	0.040142	34%
% espécies em proliferação	2.523051	1	0.430	5.722607	0.027243	

LEGENDAS DAS FIGURAS

Figura 1. Mapa da extensão original da floresta Atlântica costeira do nordeste do Brasil (56.000 km²) com seus cinco tipos de vegetação (na escala de cinza), fragmentos florestais remanescentes (polígonos pretos) e as 22 paisagens adotadas para este estudo (quadrados de 20 x 20 km).

Figura 2. Estrutura das 22 paisagens mapeadas na floresta Atlântica neste estudo Em (A), Box-plot apresentando a média (linha branca) e variação (ponto superior e inferior, maior e menor valor observado) dos índices: proporção de floresta remanescente, proporção relativa de área de borda, número de fragmentos, tamanho médio dos fragmentos e proporção relativa de área de florestas secundárias. Em (B), valores observados por paisagem dos índices proporção de floresta remanescente, proporção relativa de área de borda e proporção relativa de área de florestas secundárias. Em (C), distribuição dos tamanhos de fragmentos florestais (% NF: porcentagem do número de fragmentos total; %A: porcentagem da área total).

Figura 3. Ordenação NMDS (*non-metric multidimensional scaling*) de assembléias de espécies arbustivo-arbóreas de 22 paisagens da floresta Atlântica nordestina baseada numa matriz de similaridade de espécies de Bray-Curtis. O tamanho dos círculos representa: proporção de área de borda (A), número de fragmentos (B) e tamanho médio dos fragmentos (C).

Figura 4. *Ranking* de espécies com maiores números de registros e mais frequentes entre paisagens com menor (A) e maior (B) proporção relativa de área de borda. Pio = pioneira e Tol= tolerante à sombra.

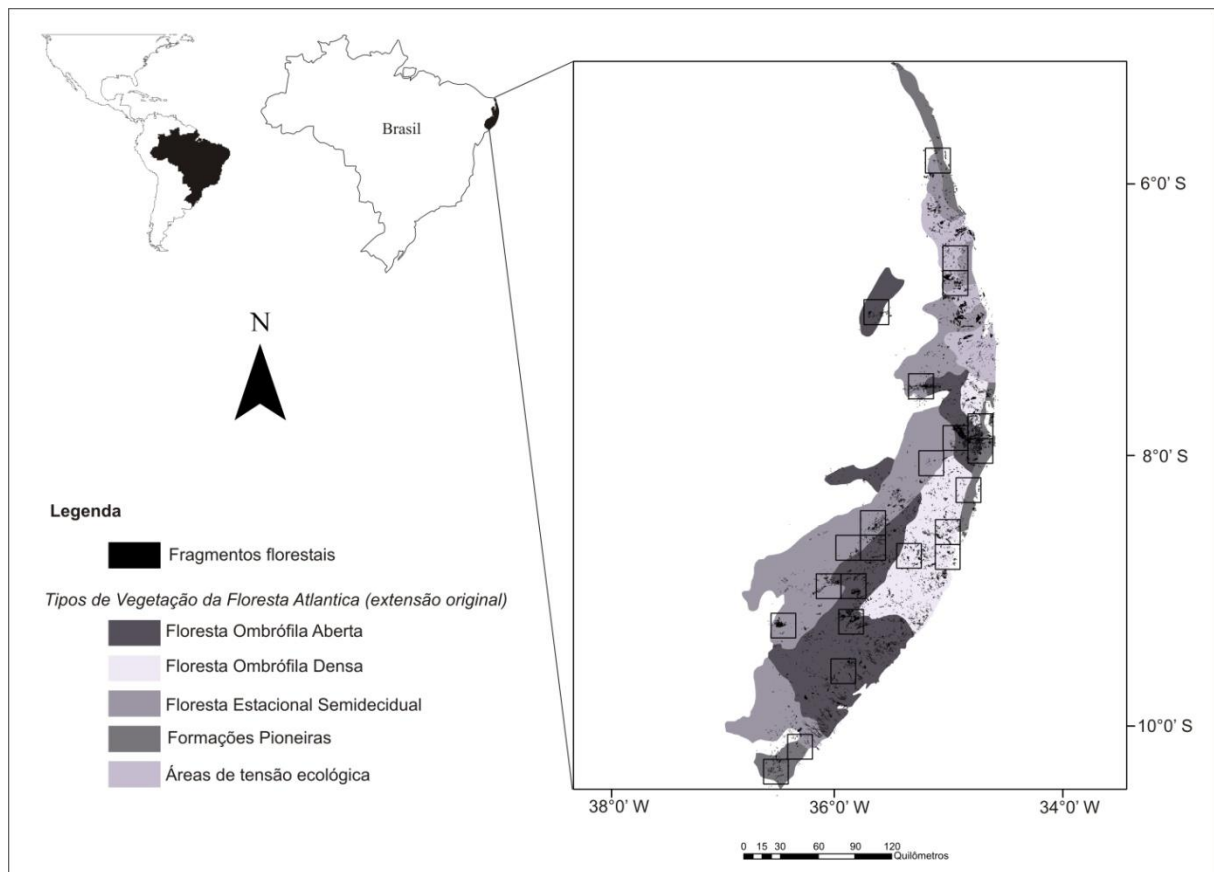


Figura 1.

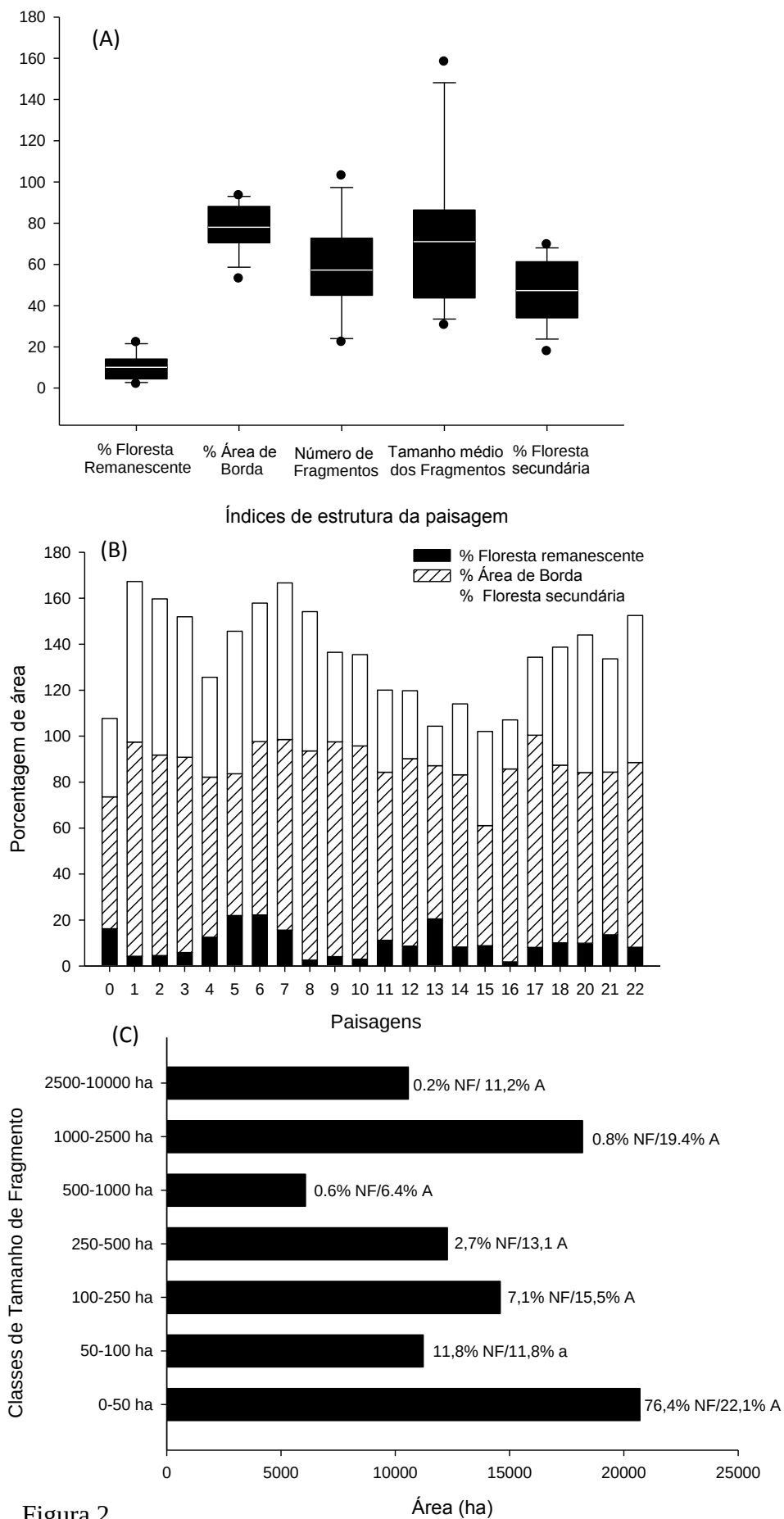


Figura 2.

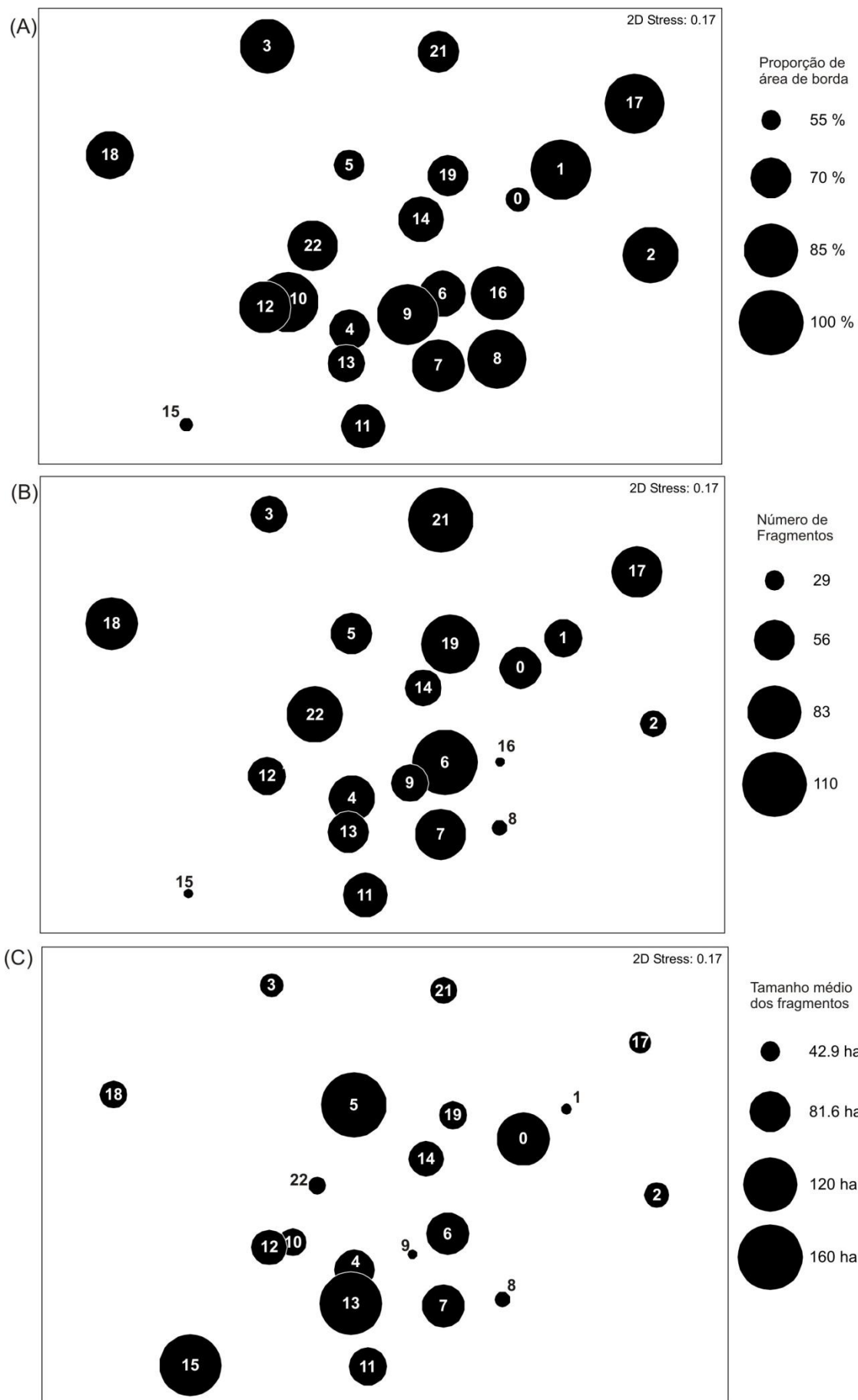


Figura 3.

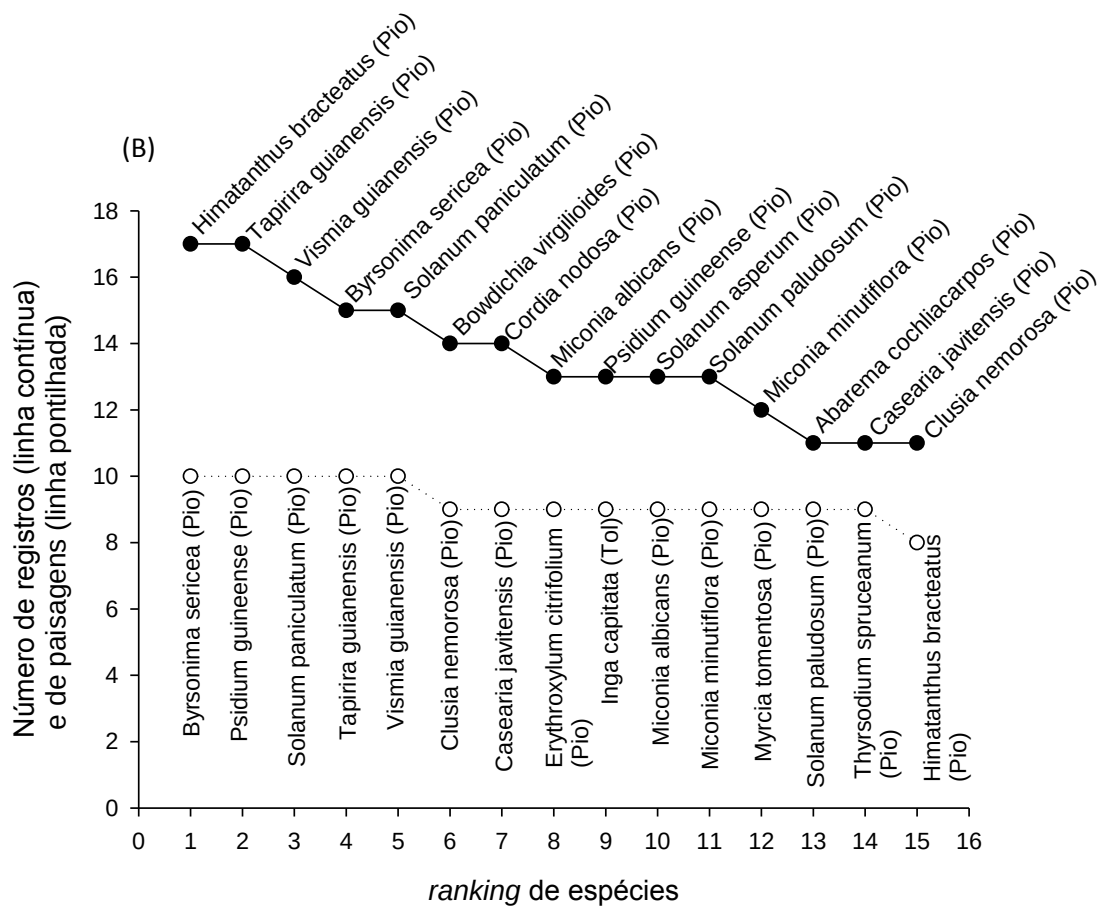
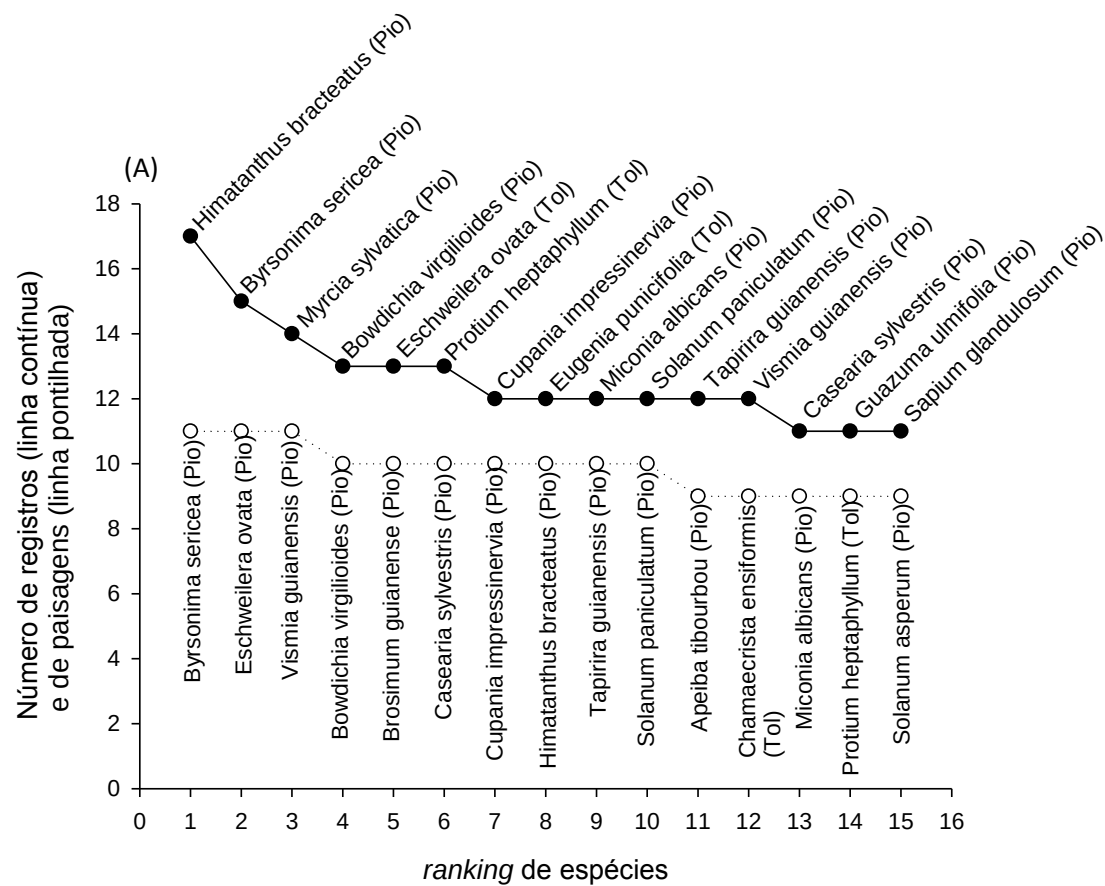


Figura 4.

CONCLUSÕES

1. Em escala regional, múltiplos fatores podem determinar a variação espacial na composição de espécies. Distância geográfica e estrutura da paisagem são um destes fatores. Estrutura da paisagem pode influenciar a similaridade de assembléias de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens, pois influencia a proporção de espécies pioneiras, que por sua vez, afeta a similaridade de espécies.
2. Proporção de área de borda, tamanho médio e número de fragmentos foram preditores fracos para a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens na floresta Atlântica nordestina.
3. Em paisagens hiper-fragmentadas da floresta Atlântica nordestina, o aumento da proporção de área de borda, do tamanho médio e número de fragmentos influencia positivamente o aumento da proporção de espécies pioneiras e da similaridade de espécies.
4. Os índices de paisagens fortemente correlacionados com a área de hábitat remanescente (*e.g.* tamanho médio de fragmentos) devem ser avaliados não apenas do ponto de vista quantitativo mas também do qualitativo. Tendo em vista que o incremento da área de hábitat na paisagem pode ser associado ao aumento de áreas em regeneração ou florestas secundárias, que em termos de composição florística e funcional da comunidade de árvores são semelhantes a de habitats afetados pelos efeitos de borda.
5. Os fatores que influenciam a persistência de espécies de floresta madura, como por exemplo o histórico de uso dos remanescentes florestais, podem ter grande importância para a variação espacial na composição de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens.

RESUMO

Objetivo A simplificação da paisagem e fragmentação de hábitat podem promover a proliferação de árvores e arbustos pioneiros com concomitante reorganização da flora de floresta madura e, desta forma, contribuir para a homogeneização de comunidades de plantas. Nós examinamos a influência da estrutura de paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas e a proporção de espécies pioneiras entre paisagens hiper-fragmentadas.

Localização Vinte e duas paisagens hiper-fragmentadas (< 20% de floresta remanescente) na floresta Atlântica nordestina

Métodos Nós avaliamos uma base de dados de 5000 registros de espécies arbustivo-arbóreas e mensuramos a similaridade de espécies, variáveis de estrutura de paisagem (proporção de área de borda, número e tamanho médio dos fragmentos), distância geográfica e a proporção de espécies pioneiras para os pares de paisagens. Nós geramos modelos lineares gerais (GLMs) para verificar a influência das variáveis de paisagem sobre a similaridade de espécies e proporção de espécies pioneiras, bem como da proporção de espécies pioneiras sobre a similaridade de espécies.

Resultados Nós verificamos uma fraca, porém significativa, influência positiva das variáveis de estrutura de paisagem sobre a similaridade de espécies arbustivo-arbóreas e proporção de espécies pioneiras entre paisagens da floresta Atlântica nordestina. Distância geográfica foi a variável mais importante para explicar os padrões de similaridade de espécies, seguida de proporção de área de borda.

Principais conclusões Nossos resultados sugerem que a estrutura da paisagem pode influenciar a similaridade de assembléias de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens, pois influencia a proporção de espécies pioneiras, que por sua vez, afeta a similaridade de espécies. Contudo, na escala estudada, estas relações foram fracas sugerindo que fatores que influenciam a persistência de populações residuais de espécies de floresta madura, como por exemplo o histórico de uso dos remanescentes florestais, podem ter grande importância para o padrão de similaridade de espécies arbustivo-arbóreas entre paisagens.

ABSTRACT

Aim Landscape simplification and habitat fragmentation may cause proliferation of pioneer trees and shrubs with concomitant reorganization of the old-growth flora and lead to homogenization of plant communities

Location Twenty-two hyper-fragmented landscape (<20% forest cover) in Atlantic Forest of northeast of Brazil

Methods We evaluated a database of 5000 records of woody species and measured the species similarity, variables of landscape structure (proportion of edge area, number of patches and mean patch size), geographic distance and the proportion of pioneer species to pairs of landscapes. We generate generalized linear models (GLMs) to investigate the influence of landscape variables on species similarity and proportion of pioneer species, as well as the influence of the proportion of pioneer species on species similarity.

Results We found a weak, but significant, positive influence of landscape structure variables on woody species similarity and proportion of pioneer species among landscapes in Atlantic Forest of northeast of Brazil. Geographical distance was the most important variable to explain patterns of species similarity, followed by proportion of edge area.

Main conclusions Our results suggest that landscape structure may influence the similarity of assemblages of woody species between landscape because influences the proportion of pioneer species, which in turn affects the similarity of species. However, in the scale studied, these relationships were weak suggesting that factors that influence the persistence of residual populations of old-growth species, such as the land use history, may have great importance for the pattern of woody species similarity between landscapes.

Abbreviations and units

SI units (metre, kilogram, etc.) are essential. Statistics and measurements should be given in figures, i.e. 10†mm, except where the number begins the paragraph. When the number does not refer to a unit of measurement, it is spelt out, except where the number is greater than 10. A list of preferred abbreviations and naming conventions is available [here](#).

Tables

Tables must be positioned on separate sheets and numbered consecutively (Table 1, Table 2, etc.). Column headings should be brief: with units of measurement in parentheses. Tables should be typed as text, using 'tabs' (not spaces) to align columns. The use of table editors should be avoided. Do not use graphics software to create tables.

Methods

Please ensure that this section is entitled 'METHODS', and not 'MATERIALS AND METHODS'.

Figures, Illustrations and Maps

All illustrations (including photographs) are classified as figures and should be numbered consecutively (Fig. 1, Fig. 2, etc.). When submitting a manuscript to Manuscript Central, authors should upload a single text file with embedded figures. **Upon your manuscript being accepted for publication, please supply separate files containing electronic versions of your figures (see File Formats, below).** Please note that your paper will go through production more quickly if instructions on content and format are followed carefully. Each figure must have a legend that makes the material completely understandable. Legends should be presented separately from the figures, in a list at the end of the manuscript. Label multi-panel figures (a), (b), (c), etc., preferably in the upper left corner, and refer to them in the text as, for example, Fig. 1(a). Please ensure that electronic artwork is prepared such that, after reduction to fit across one or two columns or two-thirds width (80 mm, 169 mm or 110 mm, respectively) as required, all lettering and symbols will be clear and easy to read, i.e. no labels should be too large or too small. Avoid using tints if possible; if they are essential to the understanding of the figure, try to make them coarse. Maps that display area data and organism distribution at a continental, hemispheric, or world scale must always use an equal-area map projection (e.g. Mollweide or Aitoff's). Note especially that Mercator's projection is not acceptable for such data. Please indicate the precise projection employed in the caption. On these maps, the equatorial scale should be indicated, while scale information should be provided, preferably as a scale bar within the figure, for all maps of whatever size and area.

File Formats: After acceptance of your manuscript for publication, figure files should be supplied as follows. **Photographic figures** should be saved in tif format at 300 d.p.i. (or failing that in jpg format with low compression). **Line figures** should be saved as vector graphics (i.e. composed of lines, curves, points and fonts; not pixels) in eps or pdf format, or embedded as such in Word, as this enhances their display when published online. **Combination figures** (those composed of vector and pixel/raster elements) should also be saved in eps or pdf format where possible (or embedded as such in Word). If line figures and combination figures cannot be saved in vector graphics format, they should be

ANEXO I – Contribuições, em número de registros, das fontes de informações para ao Banco de Dados do Laboratório de Ecologia Vegetal, UFPE.

Fonte	U.F.	Número de registros
ASE - Herbário da Universidade Federal de Sergipe	SE	887
BAH - Herbário Antônio Nonato Marques	BA	37
Estudos científicos e técnicos	-	7569
EAC - Herbário Prisco Bezerra	CE	1455
EAN - Herbário Jaime Coelho de Moraes	PB	2240
ESA - Herbário da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz	SP	185
FUEL - Herbário da Universidade Estadual de Londrina	PR	191
FURB - Herbário Dr. Roberto Miguel Klein	SC	6
HRCB - Herbário Rioclarense	SP	4
HSJRP - Herbário de São José do Rio Preto	SP	50
HST - Herbário Sérgio Tavares	PE	5633
HTSA - Herbário do Trópico Semiárido	PE	995
HUEFS - Herbário da Universidade Estadual de Feira de Santana	BA	5622
HVASF - Herbário Vale do São Francisco	PE	3705
IAC - Herbário do Instituto Agrônomo de Campinas	SP	141
INPA Herbário	AM	390
IPA - Herbário - IPA Dárdano de Andrade Lima	PE	19687
JBRJ_RB - Herbário Dimitri Sucre Benjamin	RJ	6635
JPB - Herbário Lauro Pires Xavier	PB	18933
MAC - Herbário do Instituto do Meio Ambiente do Estado de Alagoas	AL	9542
MBM - Herbário do Museu Botânico Municipal	PR	509
MBML Herbário - Museu de Biologia Mello Leitão	ES	7
MOBOT_BR - Missouri Botanical Garden - Brazilian records	EUA	1816
MOSS - Herbário Dárdano de Andrade Lima	PE	4240
NMNH - Smithsonian Department of Botany - Brazilian records	EUA	384
NYBG_BR - The New York Botanical Garden - Brazilian records	EUA	4343
PEUFR - Herbário Professor Vasconcelos Sobrinho	PE	3857
R - Herbário do Museu Nacional	RJ	397
SP - Herbário do Estado "Maria Eneyda P. Kaufmann Fidalgo"	SP	739
SPF - Herbário do Departamento de Botânica, SPF-IB/USP	SP	27
SPSF - Herbário Dom Bento Pickel	SP	682
TEPB - Herbário Graziela Barroso	PI	3
UB - Herbário da Universidade de Brasília	DF	106
UEC - Herbário da Universidade Estadual de Campinas	SP	528
UFP - Herbário UFP - Geraldo Mariz	PE	6267
UFRN - Herbário UFRN	RN	4689
UPCB - Herbário do Departamento de Botânica	PR	297
VIES - Herbário Central da Universidade Federal do Espírito Santo	ES	49
Total		112.847

Diversity and Distributions

A Journal of Conservation Biogeography

Edited by:

David M. Richardson

Print ISSN: 1366-9516

Online ISSN: 1472-4642

Frequency: Bi-monthly

Current Volume: 16 / 2010

ISI Journal Citation Reports® Ranking: 2009: Ecology: 18 / 127; Biodiversity
Conservation: 4 / 28

Impact Factor: 4.224

AUTHOR GUIDELINES

Average time between receipt of manuscript and first editorial decision is now 43 days!

Diversity and Distributions has five main categories of articles: -

1. Biodiversions. These are editorial items solicited directly by the Editor. Unsolicited material will not normally be considered. If you have an idea for such a contribution (up to 2000 words), please contact the Editor, who will provide you with the necessary guidance for submission.

2. Biodiversity Viewpoints. This section contains short essays (usually up to 3000 words) considering biodiversity from a particular disciplinary, regional, political, or other standpoint. If you would like to contribute such an essay, please contact the Editor outlining the distinctive character of your proposed essay, its length, the number of references, and the character of any illustrations to be used.

3. Biodiversity Research and Reviews This is the core section of the journal and presents research or review articles up to 5000 words in length, but preferably shorter (the word limit refers to text from the start of the introduction to the end of the acknowledgements - i.e. excluding the title, abstract, references, figure captions, and tables). Tables should not be overlong and complicated. The Editor reserves the right to publish long tables and appendices on the journal's website, rather than in the printed version. Such a decision will only be taken after consultation with the author. A short running title should be provided. The manuscript must include an abstract of no more than 300 words structured under the headings: Aim, Location, Methods, Results, Main conclusions, and ending with a list of 6-10 keywords or phrases, arranged in alphabetical order. Three different weights of headings are available: authors should indicate the relative importance of a heading by the use of ringed capital letters. i.e. (A) for main headings; (B) for secondary headings; and, (C) for tertiary headings. The correct nomenclatural authorities for all taxa must be given on the first appearance in the text, in Tables, and in the captions to Figures, unless a general reference to a standard source is provided at an appropriate place in the manuscript. A biosketch entry should be included after the references section (see below).

4. Biodiversity Letters. This section presents short items (normally less than 1000 words) of general news interest with respect to biodiversity, conferences or events, computer hardware and software developments, films and videos, the law, and political debates. Brief letters to the editor are also most welcome. Lively titles are encouraged, and material should be as topical as possible. Longer letters (up to 2500 words in total) prompted by papers previously published in this or occasionally other journals are also encouraged. Such longer communications should include a one-paragraph abstract (150 word maximum), and a list of 6-10 keywords.

Manuscript preparation and submission
Diversity and Distributions requires online submission of manuscripts at <http://mc.manuscriptcentral.com/ddi>. Submission online is an intuitive, step-by-step process. By submitting online, you will benefit from quicker peer-review, web-based manuscript tracking, online reviewing and faster response. You will need your manuscript and figures in a digital format. When submitting, authors should upload a single file that contains all text (including a short running title, references, tables, figure captions and appendices) and figures, which should be embedded into the document. A PDF file will then automatically be created for reviewing purposes. Full instructions and support for authors can be found at the Site. To use the Site you will need a user ID and password. Go to the Journal's submission homepage (<http://mc.manuscriptcentral.com/ddi>) and click 'Create a new account' if you have not registered before, or click 'Check for existing account' if you have submitted online or reviewed online before for the Journal (or if you have forgotten your details). If you at any time experience difficulty with your online submission, please contact the Editorial Assistant at ddi@sun.ac.za.

Contributing authors are requested to submit, at the time of submission of their manuscripts, a list of at least five persons that they consider well qualified to review the submitted work (e-mail addresses should be included). The list should NOT include any current or recent collaborators in work that is closely related to the topic of the submitted paper, or any persons within the same organization as any of the authors of the submitted work.

All enquiries should be directed to:

Prof. David M. Richardson
Centre for Invasion Biology (CIB)
Science Faculty
University of Stellenbosch
Private Bag X1
Matieland 7602
South Africa

Tel: +2782 902-9024
Fax: +2721 808-2995
E-mail: rich@sun.ac.za
CIB website: www.sun.ac.za/cib

Pages and lines should be numbered to aid cross-referencing (in MSWord, go to "Page Setup" then "Layout"; select "Line numbers"; click on "Add line numbers" and select "continuous"). Only papers written in English will be accepted. The journal cannot provide detailed editing of manuscripts to correct English. Where necessary, authors should have their manuscripts checked by a native English speaker before submitting their work.

saved in tif format at high resolution (i.e. 600 d.p.i.) (do not save them in jpg format). If you are unsure about the resolution of your tif files, please zoom in and check that fonts, curves and diagonal lines are smooth-edged and do not appear blocky when viewed at high magnification. **Note that line and combination figures supplied in tif format are downsampled for online publication and so authors should preferentially opt for vector graphic formats for these figure types** (full resolution tif files are used for print publication). If there is **colour artwork** in your manuscript when it is accepted for publication, Wiley-Blackwell require you to complete and return a [Colourwork Agreement Form](#) before your paper can be published. Once completed, please return the form to the Production Editor at the address below:

Production Editor
Diversity and Distributions
Wiley-Blackwell
600 North Bridge Road #05-01
Parkview Square
Singapore 188778.
Fax: +65 6295 6202
E-mail: ddi@wiley.com

Any article received by Wiley-Blackwell with colour work will not be published until the form has been returned

Under exceptional circumstances, authors may request the above charges to be waived. This must be done, in writing, at the time of submission of the manuscript, and authors must justify to the Editor that inclusion of the figure(s) in colour is essential for interpretation of the results presented. If authors wish to apply for funds to cover the costs of colour printing, the Editor will provide relevant support letters to funding bodies, indicating acceptance of the paper. Note that we offer a free Colour on the Web option whereby authors can have figures printed in black and white in the journal but in colour in the online version, free of charge.

Appendices and Supporting Information

Appendices may be provided for important primary data, which needs to be included in the paper. If, however, these data are very extensive, or if they are of only indirect relevance to the paper, they will normally be made available in an electronic form through the Journal's web pages. Mention of the first supporting appendix, table or figure ,etc., in the text should be in the form 'see Appendix S1 in Supporting Information' [where 'S' indicates Supporting], subsequent mention should be in the form 'see Appendix S2'. Authors should then include a Supporting Information section after the References section, which should be in the following form (text in curly brackets is for completion by the author, see instructions below):

Supporting Information

Additional Supporting Information may be found in the online version of this article:

Appendix S1 {Insert short legend to online Appendix S1}

Figure S1 {Insert short legend to online Figure S1}

Table S1 {Insert short legend to online Table S1}

As a service to our authors and readers, this journal provides supporting information supplied by the authors. Such materials are peer-reviewed and may be re-organized for online delivery, but are not copy-edited or typeset. Technical support issues arising from supporting information (other than missing files) should be addressed to the authors.

For reasons of space, only **short titles** to Supporting Information should be given in this section; full titles (if different) can be given with the Supporting Information itself; full titles can include a fuller description of content, definition of abbreviations, etc. Supporting Information files are hosted by the Publisher in the format supplied by the author and are not copy-edited by the Publisher. **It is the responsibility of the author to supply Supporting Information in an appropriate file format and to ensure that it is accurate and correct. Authors should therefore prepare Supporting Information with the same rigour as their main paper, including adherence to journal style (e.g. formatting of references).** Supporting Information can be provided as separate files or as one combined file. Authors are discouraged from supplying very large files or files in non-standard file formats, both of which may reduce their use to the readership. Files should be prepared without line numbers or wide line spacing, and with all track-change edits accepted. Further information on Supporting Information is available [here](#).

At proof correction stage authors will be given access to their Supporting Information (via the web) and should check it for accuracy and updates. If changes are required corrected versions of the files received with the proof must be emailed to the Production Editor, with a brief description of the changes made. Supporting Information **must be checked alongside the main proof** and corrections for both returned to the Production Editor at the same time.

Biosketch/Biosketches

A short Biosketch/Biosketches entry (30-100 words for one author/150 words for the first three authors, respectively) describing the research interests of the author(s) should be provided. For papers with 4 or more authors, biosketch details should be supplied for the first author only; alternatively, a general statement of the focus of the research team (a link to a group web page is encouraged) should be provided, together with a statement of author roles, e.g. Author contributions: A.S. and K.J. conceived the ideas; K.J. and R.L.M. collected the data; R.L.M. and P.A.K. analysed the data; and A.S. and K.J. led the writing.

References

We recommend the use of a tool such as EndNote for reference management and formatting. Click [here](#) to download the most up to date EndNote reference style for *Diversity and Distributions*. References should be made by giving the author's name with the year of publication in parentheses. When reference is made to a work by three authors or more, only the first name and et al. should be given in the citation. All authors' names should be listed in the reference itself. If several papers by the same author and from the same year are cited, a, b, c, etc., should be inserted after the year of publication. References must be listed in alphabetical order at the end of the paper in the following standard form:

Cox, C. B. & Moore, P. D. (1999) *Biogeography: an ecological and evolutionary approach*, 6th edn. Blackwell Science Ltd, Oxford.

May, R.M. (1994) The effects of spatial scale on ecological questions and answers. ***Large-scale ecology and conservation biology*** (ed. by P.J. Edwards, R.M. May and N.R. Webb), pp. 1-17. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Prentice, I.C., Guiot, J., Huntley, B., Jolly, D. & Cheddadi, R. (1996) Reconstructing biomes from palaeoecological data: a general method and its application to European pollen data at 0 and 6 ka. ***Climate Dynamics***, **12**, 185-194.

Please note that titles of journals should be written in full. Unpublished data, works in preparation and papers submitted but not yet accepted may be cited in the text, giving the author's initials and surname, but should *not* be included in the reference list.

Copyright Transfer Agreement

Authors will be required to sign an Copyright Transfer Agreement (CTA) for all papers accepted for publication. Signature of the CTA is a condition of publication and papers will not be passed to the publisher for production unless a signed form has been received. Please note that signature of the CTA does not affect ownership of copyright in the material. (Government employees need to complete the Author Warranty sections, although copyright in such cases does not need to be assigned). After submission authors will retain the right to publish their paper in various medium/circumstances (please see the form for further details). To assist authors an appropriate form will be supplied by the editorial office. Alternatively, authors may like to download a copy of the form www.wiley.com/go/ctaaglobal. The form should be returned by post, fax or e-mail attachment to: Production Editor, Diversity and Distributions, Wiley-Blackwell, 600 North Bridge Road #05-01, Parkview Square, Singapore 188778. Fax: +65 6295 6202. E-mail: ddi@wiley.com

Online Open

OnlineOpen is a pay-to-publish service from Wiley-Blackwell that offers authors whose papers are accepted for publication the opportunity to pay up-front for their manuscript to become open access (i.e. free for all to view and download) via Wiley InterScience. Each Online Open article will be subject to a one-off fee of US\$3000 to be met by or on behalf of the Author in advance of publication. Upon online publication, the article (both full-text and PDF versions) will be available to all for viewing and download free of charge. 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://onlinelibrary.wiley.com/onlineOpenOrder> (Please note this form is for use with OnlineOpenmaterialONLY.)

Prior to acceptance there is no requirement to inform an Editorial Office that you intend to publish your paper Online Open if you do not wish to. All OnlineOpen articles are treated in the same way as any other article. They go through the journal's standard peer-review process and will be accepted or rejected based on their own merit.

Proofs

The corresponding author will receive an email alert to download an PDF file of the proof. Acrobat Reader will be required in order to read this file. This software can be downloaded (free of charge) from the following Web site:

<http://www.adobe.com/products/acrobat/readstep2.html>

This will enable the file to be opened, read on screen, and printed out in order for any corrections to be added. Further instructions will be sent with the proof. Proofs will be posted if no e-mail address is available. **The proofs should be returned to the Production Editor within two weeks of receipt.** Major alterations to the text and illustrations are only accepted when absolutely necessary; the additional costs may be charged to the author.

Offprints

Free access to the final PDF offprint of your article will be available via [Author Services](#) only. Please therefore sign up for Author Services if you would like to access your article PDF offprint and enjoy the many other benefits the service offers. This free access replaces any free paper copies, and you will not be sent a PDF. You may also nominate up to 10 colleagues for free access. All accesses from Author Services count towards the usage of your article. Additional paper copies may be purchased and should be ordered when proofs are returned. Offprints are normally sent out about 3 weeks after publication.

Policy on the use of RAPD markers

The appropriateness of RAPD markers for population genetic inference is increasingly questioned by our reviewers and editors because of concerns about reproducibility, dominance, and homology. Given these worries, and the ready availability of other kinds of markers that do not suffer from all of these problems, studies based primarily on RAPDs only rarely pass the scrutiny of peer review in *Diversity and Distributions*. Of course, there may be situations in which RAPDs are appropriate, such as in genetic mapping studies or in searches for diagnostic markers for a given species or trait. These latter kinds of studies will continue to be reviewed by the journal.

Policy on molecular sequences

It is a condition of publication that papers using new molecular sequences must place the sequences in an appropriate database (e.g. GenBank). Relevant accession numbers should be provided in the final manuscript. Accession numbers are required for all sequences used in analyses, including existing sequences in databases.

Online production tracking is available for your article through Wiley-Blackwell's Author Services

Author Services enables authors to track their article - once it has been accepted - through the production process to publication online and in print. Authors can check the status of their articles online and choose to receive automated e-mails at key stages of production. The author will receive an e-mail with a unique link that enables them to register and have their article automatically added to the system. Please ensure that a complete e-mail address is provided when submitting the manuscript. Visit <http://authorservices.wiley.com/bauthor/> for more details on online production tracking and for a wealth of resources including FAQs and tips on article preparation, submission and more.

