

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais - CFT

PADRÕES DE REGENERAÇÃO ARBÓREA EM MOSAICOS
AGRÍCOLAS DO SUDESTE DO PARÁ

IGOR DO VALE GONÇALVES

MANAUS – AM
Março de 2014

IGOR DO VALE GONÇALVES

**PADRÕES DE REGENERAÇÃO ARBÓREA EM MOSAICOS
AGRÍCOLAS DO SUDESTE DO PARÁ**

ORIENTADOR: Dr. Bruce Walker Nelson

CO-ORIENTADORA: Dra. Izildinha Souza Miranda

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, como parte dos requisitos do Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais, área de concentração em Manejo Florestal, para obtenção do título de **Mestre**.

MANAUS – AM
Março de 2014

G635 Gonçalves, Igor do Vale
Padrões de regeneração arbórea em mosaicos agrícolas do
sudeste do Pará / Igor do Vale Gonçalves. --- Manaus : [s.n], 2014.
vii, 42 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2014.

Orientador : Bruce Walker Nelson.

Coorientador : Izildinha Souza Miranda.

Área de concentração : Manejo Florestal.

1. Manejo Florestal. 2. Mesoescala. 3. Regeneração arbórea.

I. Título.

CDD 634.928

Sinopse:

Estudou-se a influência dos tipos de uso da terra sobre regeneração arbórea em três mosaicos agrícolas localizados no sudeste do Pará. Aspectos como abundância, riqueza, similaridade e composição florística foram avaliados entre os diferentes ambientes.

Palavras-chaves: biodiversidade; tipos de uso da terra; mesoescala; manejo florestal

Aos meus pais Enáiva do Vale Gonçalves e Salustriano Ferreira Gonçalves, meu chão e meu firmamento, que sempre me apoiaram, acreditaram e continuam investindo em mim. A eles eu devo a minha vida, a minha educação e o meu futuro.

Dedico, com muito amor e gratidão.

Agradecimentos

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia através do Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais, pela oportunidade do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro à pesquisa através da minha bolsa de mestrado.

Ao Institut de Recherche Pour le Développement (IRD), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (Projetos No. 490649/2006-8) e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) - Centro de Pesquisas em Biodiversidade e Uso da Terra da Amazônia, cujo apoio permitiu a coleta de dados em Nova Ipixuna, Parauapebas e Pacajá para este trabalho.

À Prof. Dra. Izildinha de Souza Miranda, pelo convite para utilização de dados e à Dra. Danielle Mitja e ao Dr. Michel Grimald pela disponibilização de dados complementares essenciais para a minha pesquisa.

Ao Prof. Dr. Bruce Walker Nelson por acreditar e investir na proposta e estar sempre disposto a facilitar o meu caminho até a conclusão desse percurso. Pela solicitude, eu agradeço.

Agradeço especialmente à Prof. Dra. Izildinha de Souza Miranda pela sua dedicação, paciência, pelo seu tempo, investimento, pela contribuição sempre generosa à minha formação profissional, por apostar em mim. Pelos momentos descontraídos de espontaneidade, conversa fácil e carinho. Muito obrigado!

Aos meus parceiros do Grupo de Pesquisa Biodiversidade da Amazônia (BIOAMA), Prof. Dr. Luiz Gongaza da Costa, Tâmara Lima, Salustiano Neto, Liliane Castro, Natália Amaral, Elayne Braga, Denison Lima, Eduardo Leal e outros, pelo companheirismo e compartilhamentos.

Às minhas GRANDES famílias Do Vale e Gonçalves, pelos muitos momentos de alegria, ternura e amor incondicional. Amo cada um de vocês.

Aos meus amigos confidentes Lydi Lúcia e Fernando Lacerda, responsáveis por manter a minha sanidade mental com doses cavalares de amizade sincera, e a todas às pessoas que tive a sorte de conhecer e conviver nesses últimos dois anos de mestrado. Obrigado pelos momentos inesquecíveis.

“Nada do que foi será
De novo do jeito que já foi um dia
Tudo passa
Tudo sempre passará

A vida vem em ondas
Como um mar
Num indo e vindo infinito

Tudo que se vê não é
Igual ao que a gente
Viu há um segundo
Tudo muda o tempo todo
No mundo

Não adianta fugir
Nem mentir
Pra si mesmo agora
Há tanta vida lá fora
Aqui dentro sempre
Como uma onda no mar
Como uma onda no mar
Como uma onda no mar”

Como Uma Onda - Lulu Santos / Nelson Motta

Resumo

Este estudo busca descrever e analisar os padrões de regeneração arbórea em três diferentes mosaicos agrícolas da Amazônia Oriental, a fim de verificar a influência dos tipos de uso da terra sobre a regeneração. As seguintes perguntas foram levantadas: Os padrões de regeneração sofrem influência dos diferentes tipos de uso da terra? A influência dos tipos de uso da terra sobre a regeneração varia de acordo com a escala utilizada? Existe relação entre as características edáficas e a regeneração arbórea? Os padrões de regeneração sofrem influência dos diferentes mosaicos agrícolas? O estudo foi realizado em três áreas de pequenos produtores familiares nos assentamentos de Maçaranduba, Travessão 338-S e Palmares II, localizados no sudeste do Estado do Pará, região do arco do desmatamento. A regeneração foi inventariada em 45 pontos amostrais em cada área, totalizando 135 pontos amostrais. Dez parcelas de 1 x 1 m foram distribuídas regularmente em cada ponto amostral para inventariar as plântulas arbóreas com 10 cm < altura < 200 cm (regeneração). Em cada um dos 135 pontos amostrais foram coletadas amostras de solo onde quatorze variáveis edáficas foram analisadas. Os mosaicos agrícolas mostraram boa capacidade de conservação da biodiversidade arbórea, evidenciada principalmente pela alta heterogeneidade de espécies encontradas entre os tipos de uso. Na maioria dos tipos de uso, as espécies florestais apresentaram maior número de espécies, inclusive nos tipos de usos cultivados, fato que mostra uma importante capacidade de conservação das espécies florestais desses ambientes abertos. A floresta queimada de Palmares II teve o maior número de plântulas pioneiras entre as florestas. A análise de componentes principais (ACP) mostrou que os tipos de uso da terra tiveram influência sobre as características edáficas e a estrutura e composição florística da regeneração arbórea nos mosaicos de Maçaranduba e Palmares II, no entanto essa influência não foi evidenciada no Travessão 338-S. Este resultado demonstra que a influência dos tipos de uso sobre a regeneração arbórea depende de uma mesoescala, onde a composição de cada mosaico, estabelecida a partir de diferentes abordagens de manejo, vai interferir nos padrões de regeneração. A resposta obtida no Travessão 338-S, onde a estrutura e composição florística, além das características edáficas, não responderam aos tipos de uso da terra, foi devido a maior cobertura das áreas florestais no mosaico, as quais ocuparam 51% da área total inventariada. Essa porcentagem diminuiu para 24 e 33% em Maçaranduba e Palmares II, respectivamente. Esses diferentes níveis de cobertura florestal podem nos auxiliar na definição do tamanho de áreas de proteção florestal necessárias para a manutenção do potencial da regeneração arbórea nos mosaicos agrícolas. O Travessão 338-S também apresentou o maior número de espécies entre os mosaicos, associado à maior diversidade de tipos de usos e a presença do plantio de cacau, que apresentou uma densidade da regeneração semelhante às florestas. Em Maçaranduba e Palmares II, houve diferenças entre os ambientes florestais e os cultivados, evidenciadas pelas diferenças quanto ao número de espécies e indivíduos entre os tipos de uso. Houve ainda distinção entre as florestas, associada aos diferentes distúrbios sofridos em cada área. O preparo de área com fogo provavelmente foi fator determinante para as diferenças edáficas nas áreas de cultivo, principalmente nos mosaicos agrícolas de Maçaranduba e Palmares II, os quais sofreram influência dos tipos de uso da terra e afetaram indiretamente a regeneração.

Palavras-chave: biodiversidade; tipos de uso da terra; mesoescala; manejo florestal.

Abstract

This study aims to describe and analyze patterns of tree regeneration in three different agricultural mosaics of the eastern Amazon, in order to check the influence of the types of land use on regeneration. The following questions were raised: Are the floristic structure and composition of regenerating trees affected by the various land-use types applied in the agricultural mosaics? Can the effect of land-use types on tree-regeneration vary according to the used scale? Is there a relationship between soil characteristics and tree-regeneration? Do tree-regeneration patterns respond similarly to distinct agricultural mosaics? The study was conducted in three areas of small family farmers in the settlements of Maçaranduba, Travessão 338-S and Palmares II, located in the southeast of Pará State, region of the arc of deforestation. The regeneration was inventoried at 45 sampling points in each farm, totaling 135 sampling points. Plots of 1 x 1 m 0 x 50 m (500 m²) were distributed regularly in each sampling point to inventory tree seedlings with 10 cm < height < 200 cm. In each sampling point soil samples were also collected to analyze fourteen soil variables. Agricultural mosaics showed good ability to conserve biodiversity of trees, primarily evidenced by the high diversity of species found between the types of use. In most types of land use, forest species showed a higher number of species, including the cultivated areas, a fact that shows a significant capacity for the conservation of forest species in such open environments. The burned forest of Palmares II had the highest number of pioneer seedlings between the forests. The principal component analysis (PCA) showed that the types of land use had influence on the soil characteristics and on the structure and floristic composition of tree regeneration in the mosaics of Maçaranduba and Palmares II, however this effect was not seen in the Travessão 338-S. This result demonstrates that the influence of the type of use for tree regeneration depends of a mesoscale, where the composition of each mosaic, established from different management approaches, will interfere in the patterns of regeneration. The response obtained in Traverse 338-S, where the structure and floristic composition, in addition to soil characteristics, did not respond to the types of land use, was due to increased coverage of forest areas in the mosaic, which occupied 51% of the total area inventoried. This percentage decreased to 24 and 33% in Maçaranduba and Palmares II, respectively. These different levels of forest cover can assist us in defining the size of areas of forest protection necessary for the maintenance of the potential of tree regeneration in agricultural mosaics. The Travessão 338-S also had the highest number of species among the mosaics, associated with the greater diversity of types of uses and the presence of cacao cultivation, which had a regenerating density similar to the forests. In Maçaranduba and Palmares II, there were differences between forest and cultivated environments, evidenced by differences in the number of species and individuals between the types of use. There was further distinction between forests, associated with the different disturbs suffered in each area. The preparation of the area for cultivate with fire was probably decisive for differences in soil between the type of land use, mainly in the agricultural mosaics of Maçaranduba and Palmares II, which were influenced by the types of land use and affected indirectly the regeneration.

Keywords: biodiversity; types of land use; mesoscale; forest management.

Sumário

Introdução.....	1
Referências	9
Capítulo 1	15
Tree regeneration under different land-use types in the Brazilian Amazon’s “Arc of Deforestation”	15
Abstract	15
1. Introduction.....	16
2. Materials and methods.....	17
2.1. Study area	17
2.2. Field and laboratory methods.....	18
2.3. Statistical analyses	20
3. Results	21
3.1. Seedling density and number of species.....	21
3.2. Influence of land-use types on regeneration	24
3.3. Relationships between soil characteristics, land-use types and regeneration	25
4. Discussion.....	29
4.1. Management applications.....	33
Acknowledgments.....	34
References	35
Conclusão	41

Introdução

A maior biodiversidade da Terra é encontrada no bioma amazônico, que possui grande parte de sua extensão (64,7%) concentrada em solo brasileiro (Hubbell et al. 2008). Contudo, um quinto da Amazônia Legal brasileira já foi desmatada, em especial a área conhecida como “arco do desmatamento” (INPE 2011). Esse desmatamento é impulsionado pela rápida expansão da fronteira agrícola, construção de estradas e migração espontânea ou subsidiada pelo governo, por exemplo, através dos Projetos de Assentamentos (Peres et al. 2010), que em geral não possuem infra-estrutura básica e política adequada do uso da terra (Brandão Jr e Souza Jr, 2006). O resultado dessa dinâmica é uma intensa mudança no tipo de uso da terra.

As mudanças no tipo de uso da terra variam muito dentro da própria região amazônica, de acordo com os movimentos e o grau de importância dos diferentes atores que atuam nesse processo, como agricultores familiares, fazendeiros, madeireiros, migrantes sem-terra, garimpeiros e grileiros (Fearnside 2008).

A Rodovia Transamazônica, por exemplo, que representa quatro décadas de dinâmica de colonização com grande diversidade de atores e variabilidade inter-regional, tem a pecuária em grande escala como principal atividade responsável pelo desmatamento (Godar et al. 2012), enquanto que estudos anteriores destinavam esse papel às atividades agrícolas em pequena escala (Walker et al. 2000; Aldrich et al. 2006). Dessa forma, a agricultura familiar que antes era tida como principal causadora do desmatamento ao longo da Rodovia Transamazônica (Alencar et al. 2004; Fearnside, 2006), após anos de pressão econômica e demográfica, teve sua importância diminuída pelo acúmulo de terra em grandes latifúndios destinados à produção bovina, aumentando os distúrbios causados na região (Godar et al. 2012).

Entretanto a presença da agricultura familiar ainda é bastante representativa no contexto amazônico, especialmente em áreas de colonização recente associadas à implantação dos Projetos de Assentamentos estabelecidos principalmente a partir de 1995 (88% dos assentamentos da Amazônia brasileira) e concentrados ao longo das principais rodovias e do “arco do desmatamento” (Brandão Jr e Souza Jr, 2006). Até 2012, cerca de 40% da área ocupada pelos Assentamentos (50 mil km²) havia sido desmatada (Brandão et al. 2013).

Na agricultura familiar o uso da terra tradicionalmente inicia-se pela derruba e queima da floresta para estabelecimento de cultivos anuais e temporários, ou implantação de pastos, atividades que também podem ser alocadas em uma sequência temporal. Ao longo do tempo, as áreas agrícolas e os pastos se tornam improdutivos e de elevado custo de manutenção devido à invasão de plantas lenhosas e/ou herbáceas, e como consequência, essas áreas são abandonadas e sofrem um processo de regeneração natural, originando os fragmentos de florestas secundárias em meio aos cultivos agrícolas. Dessa forma, a agricultura familiar forma mosaicos de diferentes coberturas vegetais, onde cada parte possui sua importância econômica e social.

O mosaico é que torna essas unidades agrícolas diferenciadas. Esse sistema agrícola tradicional já foi bem descrito na literatura (Kass e Somarriba 1999; Kennard 2002; Costa et al. 2012) e o estabelecimento da agricultura pode seguir diferentes trajetórias, considerando intensificação de uso do solo, rotação de parcelas, degradação e tempo de pousio (Alves 2007; Alves et al. 2009).

A heterogeneidade encontrada nesses mosaicos, onde fragmentos de diferentes cultivos são conectados com áreas naturais, supre várias funções biológicas e ecológicas (como refúgio, alimentação, e corredores de dispersão) que auxiliam na sobrevivência e diversidade das espécies (Benton et al. 2003). Quando aumenta a diversidade física dos habitats, aumenta a diversidade de plantas e outros organismos presentes no ecossistema (Pimentel 1992). Diferentes pássaros, artrópodes, micróbios, por exemplo, são associados a diferentes ecossistemas florestais, sucessionais e de cultivo (Pimentel 1992; Schulze et al. 2004; Barlow et al. 2007). Contudo, pouco ainda se sabe sobre a capacidade desses ambientes de contribuir para a conservação da biodiversidade (Asner et al. 2009).

Existe cada vez mais evidência de que a distribuição e abundância das populações e suas interações bióticas muitas vezes dependem de processos ocorrentes em escalas espaciais maiores que o habitat local, ou seja, em escala de paisagem (Grimaldi et al., 2014; Tschardt et al., 2005; Vandermeer and Carvajal, 2011). Os mosaicos agrícolas representam essa escala de paisagem.

As populações que interagem na paisagem são influenciadas pelas suas características funcionais específicas, que podem alterar a natureza ou a força das suas interações abióticas (Tschardt e Brandl 2004). Essas interações foram estudadas por Duelli e Obrist (2003), que classificaram os insetos em cinco grupos de acordo com as

interações entre os habitats dos mosaicos agrícolas: (1) espécies estenotópicas, especialistas de habitats de não-cultivo e dificilmente encontradas em áreas de cultivo; (2) espécies culturais, tem preferências pelas áreas agrícolas e ocorre esparsamente em áreas de não-cultivo; (3) dispersantes; (4) espécies de ecótono, colonizam áreas de cultivo a partir de área de não-cultivo, e vice-versa, mas a densidade é maior nas áreas de interseção entre os habitats do que no interior deles; e (5) espécies ubiquistas, que ocorrem nas áreas de cultivo e não cultivo, sem preferência por um tipo de habitat.

Na Indonésia, Schulze et al. (2004) estudaram um mosaico que apresentava fragmentos florestais de diferentes idades e áreas de cultivo anuais e perenes, como cacau, café, arroz e milho. O estudo da biodiversidade foi realizado através de vários grupos biológicos, que incluíam árvores, plantas de sub-bosque, borboletas, pássaros e besouros. Os autores confirmaram que a maioria dos grupos respondeu às mudanças de habitat, com diminuição do número de espécies à medida que o ambiente se torna mais modificado. Esse padrão também foi verificado em outros estudos (Lawton et al. 1998; Acebey et al. 2002; Beck et al. 2002).

Contudo, Schulze et al. (2004) concluíram que os mosaicos agrícolas conseguem dar suporte para um número relativamente elevado de espécies, possuindo grande importância na conservação da biodiversidade em paisagens tropicais. No estudo, o número de espécies de plantas do sub-bosque foi maior em florestas exploradas antigas (Schulze et al. 2004). Isso pode ser devido à combinação de espécies de diferentes estádios sucessionais (Kohler et al. 2003; Vieira et al. 2003; Carim et al. 2007; Prata et al. 2010).

Assim, a diversidade de alguns grupos parece responder de forma diferente às mudanças de uso da terra, pois as comparações entre habitats podem ser altamente variáveis e dependentes da escolha do taxon e da métrica selecionada para a análise (Barlow et al. 2007).

Na Amazônia, as árvores constituem um excelente grupo funcional para a análise da conservação da biodiversidade. Estima-se que haja pelo menos 16.000 espécies que alcancem DAP > 10 cm (Steege et al. 2013). Além disso, as árvores representam diretamente o avanço da regeneração florestal nas áreas de cultivo, encontradas nas florestas secundárias; e possuem grande importância econômica para a região. Por exemplo, a madeira é o produto de extração mais importante

comercialmente nas florestas maduras, contribuindo com mais de 90% da receita proveniente dos nove estados da Amazônia brasileira (IBGE, 2006).

Dessa forma, torna-se importante saber como as espécies arbóreas se caracterizam quanto aos padrões de regeneração, visto que são determinados pelo regime do distúrbio (por exemplo, intensidade, frequência, escala) e pela biologia das espécies (história de vida, fisiologia, comportamento) (Kennard et al. 2002).

O modelo de regeneração arbórea, seja por rebrota, banco de sementes, banco de plântulas ou chuva de sementes, pode influenciar a sobrevivência, o crescimento e a dominância de uma espécie no processo de sucessão, o que conseqüentemente, irá determinar as mudanças na composição florística do ambiente durante e após os distúrbios (Kennard et al. 2002).

Em estudo de regeneração após diferentes intensidade de fogo em florestas tropicais da Bolívia, Kennard et al. (2002) constataram que em áreas sem fogo e com fogo em baixa intensidade a regeneração foi dominada por espécies já presentes no sistema, seja por plântulas ou por sementes encontradas no banco de semente. Em áreas onde houve fogo em alta intensidade, a regeneração foi dominada por espécies que chegaram ao local após o fogo.

Na Amazônia Central, Mesquita et al. (2001) estudaram a sucessão secundária em áreas com 6-10 anos de pousio após roça, onde houve domínio de *Cecropia* sp., e em áreas de pousio após roça e uso subsequente para pastagem, dominadas por *Vismia* sp. Os autores discutem que o constante de uso de fogo na pastagem pode ter eliminado o banco de semente e as rebrotas de espécies florestais remanescentes na pastagem, restando apenas rebrotas de *Vismia* sp. resultantes do seu comportamento clonal, enquanto a maior dispersão e a ausência de fogo favoreceu um maior número de espécies sob as copas de *Cecropia* sp.

Embora algumas espécies de árvores dispersem suas sementes a longas distâncias, muitas outras espécies dispersam suas sementes próximas à planta matriz e podem ser afetadas negativamente, durante o recrutamento, pelos impactos causados provenientes das atividades agrícolas (D'Orangeville et al. 2008).

O fogo, em alta intensidade, eleva a temperatura do solo a ponto de destruir grande parte do banco de sementes (Uhl et al. 1981). Kennard et al. (2002) perceberam que em área onde o fogo foi em baixa intensidade, as sementes viáveis foram reduzidas pela metade em comparação com áreas de clareira florestal. Nessas áreas com fogo de

baixa intensidade, a heterogeneidade foi maior, pois a regeneração foi influenciada tanto pelo banco de sementes, quanto pelas sementes dispersas após o fogo.

As rebrotas também possuem grande importância na regeneração, e apesar de terem sido reduzidas à medida que a intensidade do fogo foi aumentada, foram dominantes quando avaliado o espaço ocupado no solo por plântula durante a fase de crescimento (Kennard et al. 2002). Miller e Kauffman (1998) atribuem essa dominância à maior reserva de carboidratos encontrados nas rebrotas, promovidas pelo sistema radicular, o que representa uma grande vantagem sobre as plântulas que possuem reservas limitadas às sementes.

O papel do banco de sementes, chuva de sementes e regeneração de mudas e brotos em florestas secundárias após agricultura itinerante foi estudado por Vieira e Proctor (2007). Os autores verificaram que as rebrotas tem papel fundamental na manutenção de espécies arbóreas tardias nos estádios iniciais de sucessão, enquanto as pioneiras tiveram sua regeneração fortemente derivada do banco e da chuva de sementes.

Kennard et al. (2002) constataram que as espécies arbóreas comerciais foram dominantes em áreas onde houve alta intensidade de fogo, com a regeneração influenciada pela chuva de sementes. Enquanto que em áreas sem fogo ou fogo em baixa intensidade, as espécies sem valor comercial já presentes nos sistemas foram dominantes, e fortemente regeneradas por rebrotas. Esses autores também concluíram que embora a alta intensidade do fogo contribua para a regeneração de espécies de valor comercial, esse tratamento também foi responsável pela mais drástica alteração de estrutura e composição florestal.

Fortes alterações também foram registradas por Santos e Mitja (2011) em áreas de pastagem da Amazônia, onde a maior densidade de árvores e palmeiras ocorreu em pastos onde houve maior frequência de fogo. Porém, esse resultado pode ser visto de forma positiva, visto que árvores e palmeiras, se bem manejadas, podem constituir uma boa maneira de conservar uma razoável quantidade de árvores em pastagens, com incentivo à manutenção de espécies nativas e de múltiplo uso, que propiciam ao agricultor vários benefícios, como para fins medicinais, alimentícios (humanos e fauna) e artesanais, assim como servem para fazer carvão e estaca e fornecer sombra, madeira, lenha e palha (Sanchez Merlos et al. 2005; Santos e Mitja 2011).

Ainda em pastagens da Amazônia, Mitja e Miranda (2010) confirmaram que a diversidade e densidade de plantas foram influenciadas pela espécie cultivada, com maior regeneração em áreas de *Panicum maximum* Jacq. e menor em áreas de *Brachiaria brizantha* Stapf cv Marandú. O número de espécies foi determinado principalmente (55%) pelas espécies florestais lenhosas que resistiram à limpeza de área e queima. A vegetação de pastagem pode, portanto, ser considerado como um reflexo do histórico de cultivos das áreas e também depende muito da vegetação inicial, antes do início do cultivo, e dos fragmentos florestais em torno das pastagens (Mitja et al. 2008; Miranda et al. 2009; Mitja e Miranda 2010).

As florestas secundárias, por exemplo, também chamadas capoeiras, são comuns na agricultura familiar itinerante, e têm grande contribuição para a regeneração nos mosaicos, pois possuem elevada biodiversidade, que tende a aumentar à medida que o tempo de paralisação das atividades agropecuárias tenha decorrido (Coelho et al. 2003; Vieira et al. 2003; Chadzon et al. 2009; Prata et al. 2010). Para Costa (2009), as capoeiras são componentes da paisagem rural de grande significado na realidade agrária da Amazônia, e o modo como se percebe essas áreas é fundamental para uma contabilidade que delimite o potencial de oferta e demanda de bens ambientais associados à economia de base agrária da Amazônia.

Em estudos realizados em florestas urbanas temperadas, Lehvavirta e Rita (2002) confirmaram a relação positiva entre número de plântulas regenerantes e o número de matrizes potenciais, consideradas como árvores com DAP suficiente para serem potencialmente férteis (DAP > 10 cm). Os autores também notaram que houve uma relação negativa entre o número de regenerantes e o espaço disponível para o crescimento das plântulas, pois à medida que o tempo passa, a copa das árvores se fecha e aumenta a competição das raízes no piso florestal, diminuindo o espaço disponível para crescimento das plântulas.

Em simulação para determinar a resposta da regeneração das florestas secundárias à fragmentação em florestas tropicais da Guiana Francesa, Kohler et al. (2003) estimaram que a abundância da maioria das espécies só voltaria ao estado de floresta primária após 100 anos. Esse resultado variou de acordo com o padrão de fragmentação da floresta, podendo chegar até mais de 200 anos. O padrão de regeneração mostrou que a composição de espécies depende dos padrões de fragmentação florestal e o grupo de espécies dominantes pode variar mesmo depois de

séculos para diferentes cenários. Além do efeito da fragmentação, esses autores também sugerem que o solo pode ter influência na recomposição florestal, com maior tempo de restabelecimento da floresta em solos empobrecidos.

Em comparação entre florestas de coníferas plantadas com florestas temperadas decíduas naturais, Aubin et al. (2008) sugerem que o pior desempenho demonstrado pelas florestas plantadas no desenvolvimento do sub-bosque deve-se ao intenso preparo de área, com uso de maquinários pesados, que interferiram no potencial regenerativo da floresta, associado à capacidade de preservar algumas de suas propriedades originais de micro-topografia e solo. Contudo, os solos podem influenciar a produtividade e a estrutura do tipo de uso da terra de diferentes maneiras. Assim, os padrões de regeneração podem ser resultado, em boa parte, do contexto inicial do sítio, em vez do uso da terra em si (Flinn e Vellend 2005; D'Orangeville et al. 2008).

As condições do solo, a produtividade local e o tipo de floresta original anterior ao distúrbio agrícola afetam os processos que predominam sobre regeneração pós-floresta natural, seja pela limitação de recursos ditada pela competição entre indivíduos e/ou pela seleção de microhabitats disponíveis formados após os distúrbios (Benton et al. 2003; Prevedello e Vieira 2010; Liira et al. 2011).

Solos após a implantação de sistemas agrícola têm geralmente um pH mais elevado e menores concentrações de nutrientes e teor de matéria orgânica do que solos sob cobertura florestal contínua (Koerner et al. 1997). No entanto, a magnitude e persistência destas diferenças mostram enorme variação entre as regiões. Assim, os efeitos do tipo de uso da terra na vegetação podem ser muito importantes em algumas paisagens enquanto que inexistentes em outras (Flinn e Vellend 2005). Dessa forma, estudar a influência edáfica sobre a regeneração arbórea nos mosaicos agrícolas é fundamental para entender a dinâmica dessa regeneração (Flinn e Vellend 2005).

A expansão agrícola e pecuária, agricultura de corte-queima, exploração madeireira, monocultivos de espécies exóticas e fragmentação florestal são os processos mais frequentes de distúrbio humano nas florestas tropicais (Peres et al. 2010). Raramente esses processos funcionam de forma isolada, de modo que as interações entre os padrões espacialmente correlacionados de perda de habitat, degradação do habitat e perturbações não-estruturais da floresta podem acelerar ou agravar as taxas de declínio da população e extinções locais de espécies florestais (Laurance e Peres, 2006). Dessa forma, há uma necessidade de avaliar diferenças na composição e

diversidade vegetal dos vários tipos de vegetação que substituem as florestas primárias, a fim de compreender melhor a dinâmica da cobertura vegetal (Perz 2007; Asner et al. 2009).

Nesse contexto, esta dissertação teve como **objetivo geral** avaliar a influência dos tipos de uso da terra na estrutura e composição florística da regeneração arbórea de três mosaicos agrícolas do sudeste paraense. O trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto multidisciplinar “Serviços ecossistêmicos e sustentabilidade das paisagens agrossilvipastoris da Amazônia Oriental (Projeto AMAZ – CNPq N° 490649/2006-8)”, que procurou elaborar indicadores da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, através das relações entre os determinantes socioeconômicos, a paisagem, a biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos em três mosaicos agrícolas do sudeste paraense.

A dissertação foi redigida no formato de um artigo científico onde foram abordados os seguintes **Objetivos Específicos**:

- a. Verificar a influência dos diferentes tipos de uso da terra na estrutura e composição florística da regeneração arbórea.
- b. Verificar a influência dos diferentes tipos de uso da terra na estrutura e composição florística da regeneração arbórea em escala de mosaico agrícola.
- c. Verificar a relação entre as características edáficas e a estrutura e composição florística da regeneração arbórea nos diferentes mosaicos agrícolas.
- d. Comparar a estrutura e composição florística da regeneração arbórea entre diferentes mosaicos agrícolas estudados, diferenciados pelo arranjo e composição dos tipos de uso da terra implantados em cada mosaico.

As **Hipóteses** testadas foram:

- **H0:** Os padrões de regeneração não sofrem influência dos diferentes tipos de uso da terra.
- H1:** Os padrões de regeneração sofrem influência dos diferentes tipos de uso da terra

- **H0:** A influência dos tipos de uso da terra sobre a regeneração não varia de acordo com a escala utilizada.
H1: A influência dos tipos de uso da terra sobre a regeneração varia de acordo com a escala utilizada.
- **H0:** Não existe relação entre as características edáficas e a regeneração arbórea.
H1: Existe relação entre as características edáficas e a regeneração arbórea.
- **H0:** Os padrões de regeneração não sofrem influência dos diferentes mosaicos agrícolas.
H1: Os padrões de regeneração sofrem influência dos diferentes mosaicos agrícolas.

Referências

- Acebey, A.; Gradstein, S.R.; Krömer, T. 2002. Species richness and habitat diversification of bryophytes in submontane rain forest and fallows in Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 1–16.
- Aldrich, S.P.; Walker, R.T.; Arima, E.Y.; Caldas, M.M.; Browder, J.O.; Perz, S. 2006. Land-cover and land-use change in the Brazilian Amazon: smallholders, ranchers, and frontier stratification. *Economic Geography*, 82: 265–288.
- Alencar, A.; Nepstad, D.; McGrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M.D.C.V.; Soares-Filho, B. 2004. Desmatamento na Amazonia: indo além da emergência crônica. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazonia (IPAM), Belém. 89pp.
- Alves, D.S. 2007. Cenários de Cobertura e Uso da Terra e Dimensões Humanas no LBA. In: Becker, B.K., Alves, D.S., Costa, W.M. (Eds.) *Dimensões Humanas da Biosfera-Atmosfera na Amazônia*. EDUSP, São Paulo, p.39–63.
- Alves, D.S.; Morton, D.C.; Batistella, M.; Roberts, D.A.; Souza Júnior, C. 2009. The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia. In: Keller, M.; Bustamante, M.; Gash, J.; Dias, P.S. (Eds.) *Amazonia and Global Change*, Geophysics Monograph Series. Vol. 186. AGU, Washington. p.11–23.
- Asner, G.P.; Rudel, T.K.; Aide, T.M.; DeFries, R. 2009. Contemporary assessment of global humid tropical forest change. *Conservation Biology*, 23: 138-1395.

- Aubin, I.; Messier, C.; Bouchard, A. 2008. Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests? *Biological Conservation*, 141: 2461-2476.
- Barlow, J.; Gardner, T.A.; Araujo, I.S.; Ávila-Pires, T.C.; Bonaldo, A.B.; Costa, J.E.; Esposito, M.C.; Ferreira, L.F.; Hawes, J.; Hernandez, H.I.M.; Hoogmoed, M.S.; Leite, R.N.; Lo-Man-Hung, N.F.; Malcolm, J.R.; Martins, M.B.; Mestre, L.A.M.; Miranda-Santos, R.; Nunes-Gutjahr, A.L.; Overal, W.L.; Parry, L.; Peters, S.L.; Ribeiro-Junior, M.A.; Silva, M.N.F.; Motta, C.S.; Peres, C.A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(47): 18555–18560.
- Beck, J.; Schulze, C.H.; Linsenmair, K.E.; Fiedler, K. 2002. From forest to farmland: diversity of geometer moths along two habitat gradients on Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 33–51.
- Benton, T.G.; Vickery, J.A.; Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4): 182-188.
- Brandão Jr, A.; Souza Jr, C. 2006. Desmatamento nos Assentamentos de reforma Agrária na Amazônia. *Imazon (Documento 7)*, Belém. 4pp.
- Brandão Jr, A.; Souza Jr., C.; Pinto, A.; Amaral, P. 2013. Situação do desmatamento nos Assentamentos de reforma Agrária no Estado do Pará. *Imazon*, Belém. 32pp.
- Carim, S.; Schwartz, G.; Da Silva, M.F.F. 2007. Riqueza de espécies, estrutura e composição florística de uma floresta secundária de 40 anos no leste da Amazônia. *Acta Botanica Brasilica*, 21(2): 293-308.
- Chazdon, R.L.; Peres, C.A.; Dent, D.; Sheil, D.; Lugo, A.E.; Lamb, D.; Stork, N.E.; Miller, S.E. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23(6): 1406–1417.
- Coelho, R.F.R.; Zarin, D.J.; Miranda, I.S.; Tucker, J.M. 2003. Análise florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. *Acta Amazonica*, 33(4): 563-582.
- Costa, F.A. 2009. Dinâmica agrária e balanço de carbono na Amazônia. *Economia*, 10(1): 117-151.

- Costa, L.G.S.; Miranda, I.S.; Grimald, M.; Silva Junior, M.L.; Mitja, D.; Lima, T.T.S. 2012. Biomass in different types of land use in the Brazil's 'arc of deforestation'. *Forest Ecology and Management*, 278: 101–109.
- D'Orangeville, L.; Bouchard, A.; Cogliastro, A. 2008. Post-agricultural forests: landscape patterns add to stand-scale factors in causing insufficient hardwood regeneration. *Forest Ecology and Management*, 255: 1637–1646.
- Duelli, P.; Obrist, M.K. 2003. Regional biodiversity in na agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, 4: 129–138.
- Fearnside P.M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*, 36: 395-400.
- Fearnside, P. M. 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society* , 13(1): 23.
- Flinn, K.M.; Vellend, M. 2005. Recovery of forest plant communities in postagricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and Environment*, 3: 243–250.
- Godar, J.; Tizado, E.J.; Pokorny, B. 2012. Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 267: 58–73.
- Grimaldi, M., Oszwald, J., Dolédec, S., Hurtado, M.P., Miranda, I.S., Sartre, X.A., Assis, W.S., Castañeda, E., Desjardins, T., Dubs, F., Guevara, E., Gond, V., Lima, T.T.S., Marichal, R., Michelotti, F., Mitja, D., Noronha, N.C., Oliveira, M.N.D., Ramirez, B., Rodriguez, G., Sarrazin, M., Silva Jr, M.L., Costa, L.G.S., Souza, S.L., Veiga Jr, I.P., Velasquez, E., Lavelle, P., 2014. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landsc. Ecol.*, DOI 10.1007/s10980-013-9981-y.
- Hubbell, S.P.; He, F.; Condit, R.; Borda-de-Água, L.; Kellner, J.; ter Steege, H. 2008. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 11498–11504.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2006. Censo Agropecuário, 2006. (<http://www.ibge.gov.br>). Acesso: 09/10/2012.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2011. Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite. Data from 1997 to 2010. (<http://www.obt.inpe.br/prodes/>). Acesso: 09/10/2012.

- Kass, D.C.L.; Somarriba, E. 1999. Traditional fallows in Latin America. *Agroforestry Systems*, 47: 13–36.
- Kennard, D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 53-66.
- Kennard, D.K.; Gould, K.; Putz, F.E.; Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 162: 197-208.
- Koener, W.; Dupouey, J.L.; Dambrine, E.; Benoit, M. 1997. Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology*, 85: 351-358.
- Kohler, P.; Chave, J.; Riéra, B.; Huth, A. 2003. Simulating the long-term response of tropical wet forest to fragmentation. *Ecosystems*, 6: 114–128.
- Laurance, W.F.; Peres, C.A. 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, USA. 534 pp.
- Lawton, J. H.; Bignell, D.E.; Bolton, B.; Bloemers, G.F.; Eggleton, P.; Hammond, P.M.; Hodda, M.; Holt, R.D.; Larsen, T.B.; Mawdsley, N.A.; Stork, N.E.; Srivastava, D.S.; Watt, A.D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391: 72–76.
- Lehvävirta, S.; Rita, H. 2002. Natural regeneration of trees in urban woodlands. *Journal of Vegetation Ecology*, 13: 57-66.
- Liira, J.; Sepp, T.; Kohv, Kaupo. 2011. The ecology of tree regeneration in mature and old forests: combined knowledge for sustainable forest management. *Journal of Forest Research*, 16:184–193.
- Mesquita, R.C.G.; Kalan Ickes, K.; Ganade, G.; Williamson, G.B. 2001. Alternative Successional Pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, 89(4): 528-537.
- Miller, P.M.; Kauffman, J.B.; 1998. Seedling and sprout response to slash and burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica*, 30: 538–546.
- Miranda, I.S.; Mitja, D.; Silva, T.S. 2009. Mutual influence of forests and pastures on the seedbanks in the Eastern Amazon. *Weed Research*, 49: 499-505.
- Mitja, D.; Miranda, I.S.; Velasquez, E.; Lavelle, P. 2008. Plant species richness and floristic composition change along a rice-pasture sequence in subsistence farms of

- Brazilian Amazon, influence on the fallows biodiversity (Benfica, State of Pará). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 124: 72–84.
- Mitja, D.; Miranda, I.S. 2010. Weed community dynamics in two pastures grown after clearing Brazilian Amazonian rainforest. *Weed Research*, 50: 163–173.
- Peres, C.A.; Gardner, T.A.; Barlow, J.; Zuanon, J.; Michalski, F.; Lees, A.C.; Vieira, I.C.G.; Moreira, F.M.S.; Feerly, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143: 2314–2327.
- Perz, S.G. 2007. Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics: forest transition theory and other directions. *The Professional Geographer*, 59(1): 105–114.
- Pimentel, D.; Stachow, U.; Takacs, D.A.; Brubaker, H.W.; Dumas, A.R. Meaney, J.J.; O’Neil, J.A.S.; Onsi, D.E.; Corzilius, D.B. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience*, 42(5): 354.
- Prata, S.S.; Miranda, I.S.; Alves, S.A.O.; Jardim, F.C.S. 2010. Gradiente florístico das florestas secundárias do Nordeste Paraense. *Acta Amazonica*, 40(3): 523–533.
- Prevedello, J.A.; Vieira, M.V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19: 1205–1223.
- Sánchez Merlos, D.; Harvey, C.A.; Grijalva, A.; Medina, M.; Vélchez, S.; Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical*, 53: 387–414.
- Santos, A.M.; Mitja, D. 2011. Pastagens arborizadas no projeto de assentamento benfica, município de Itupiranga, Pará, Brasil. *Revista Árvore*, 35(4): 919–930.
- Schulze, C.H.; Waltert, M.; Kessler, P.J.A.; Pitopang, R.; Shahabuddin, D.V.; Mühlenberg, M.; Gradstein, S.R.; Leuschner, C.; Steffan-Dewenter, I.; Tscharrntke, T. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14: 1321–1333.
- Steege, H. et al. 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342, n° 6156.
- Tscharrntke, T.; Brandl, R. 2004. Plant–insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Review of Entomology*, 49: 405–430.
- Tscharrntke, T.; Rand, T.A.; Bianchi, F.J.J.A. 2005. The landscape context of trophic interactions: insects spillover across the non-crop interface. *Annales Botanici Fennici*, 42: 421–432.

- Uhl, C.; Clark, K.; Clark, H.; Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *Journal of Ecology*, 69: 631–649.
- Vandermeer, J.H.; Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.*, 158: 211–220.
- Vieira, I.C.G.; Almeida, A.S.D.; Davidson, E.A.; Stone, T.A.; Carvalho, C.J.R.D.; Guerrero, J.B. 2003. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, 87: 470–481.
- Vieira, I.C.G.; Proctor, J. 2007. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. *Plant Ecology*, 192:303–315.

Do Vale, I.; Miranda, I.S.; Mitja, D.; Grimaldi, M.; Desjardins, T.; Costa, L.G.S.; Nelson, B. Tree regeneration in different types of land use in the Brazilian Amazon's "arc of deforestation". Manuscrito formatado para Forest Ecology and Management.

Tree regeneration under different land-use types in the Brazilian Amazon's "Arc of Deforestation"

Abstract

We studied the tree-regeneration patterns in three distinct agricultural mosaics in the Eastern Amazon to test the influence of land-use types on regeneration. The following questions are addressed: Are the floristic structure and composition of regenerating trees affected by the various land-use types applied in the agricultural mosaics? Can the effect of land-use types on tree-regeneration vary according to the used scale? Is there a relationship between soil characteristics and tree-regeneration? Do tree-regeneration patterns respond similarly to distinct agricultural mosaics? The study was conducted in three small family farms in the settlements (mosaics) of Maçaranduba, Travessão 338-S and Palmares II, located in the southeast of Pará State, region of the arc of deforestation. The regeneration was inventoried at 45 sampling points in each farm, totaling 135 sampling points. Plots of 1 x 1m 0 x 50 m (500 m²) were established regularly in each sampling point to inventory tree seedlings with 10 cm < height < 200 cm. In each sampling point soil samples were also collected and fourteen soil variables were analyzed. The species were classified as shade-tolerant and pioneer species. Nine different types of land use were considered: conserved, exploited and burned forests; old and young secondary forests; clean and invaded pastures; annual and perennial crops (cocoa). The studied agricultural mosaics showed differences in the number of individuals and species (ANOVA; $p < 0.05$) and high species heterogeneity (Jaccard index < 30%) among the land-use types. Shade-tolerant species were the most numerous functional groups in most land-use types, including croplands, demonstrating the significant capacity of these open environments for forest-species conservation. The principal components analysis (PCA) showed that land-use types influenced the floristic structure and composition of regenerating trees and the soil characteristics in only two agricultural mosaics in a mesoscale. This influence was not observed in the mosaic with the greater coverage of forests. These differences in forest coverage can help in defining the size of forest-protection areas needed to maintain the tree-regeneration potential of agricultural mosaics. The co-inertia analysis showed that the structure of the species-abundance matrix was similar to that of the soil-characteristics matrix for all mosaics. Preparation of the area by burning was most likely the determining factor in the differences in soil characteristics among cropped areas.

Keywords: biodiversity; agricultural mosaics; mesoscale; conservation; familiar agriculture; pioneers.

1. Introduction

In the Amazon, frequent changes in land-use types have created agricultural mosaics consisting of disturbed fragments with various uses interconnected by natural areas in a single landscape (Costa, 2012). The habitat heterogeneity found in such mosaics meets a range of biological and ecological functions (such as refuge, nutrition and dispersal corridors) that aid species diversity and survival (Benton et al., 2003). There is an increasing evidence that the distribution and abundance of populations and their biotic interactions often rely on processes occurring at larger spatial scales than the local habitat, i.e., landscape-scale, as in agricultural mosaics (Grimaldi et al., 2014; Tscharrntke et al., 2005; Vandermeer and Carvajal, 2011). However, further studies on the biodiversity-conservation capacity of such agroecosystems are needed (Asner et al., 2009; Perfecto and Vandermeer, 2008; Vandermeer and Perfecto, 2007).

To assess the biological-conservation potential of these mosaics, it is important to understand species-regeneration patterns because these patterns are defined by the disturbance regime (including the intensity, frequency and scale of disturbance) and species biology (including life history, physiology and behavior) (Kennard et al., 2002). Disturbances are related to the various land-use types and their histories; species biology is related to the biotic and abiotic environmental context (Benjamin et al., 2005; Flinn and Vellend, 2005).

Disturbances caused by crop establishment can follow various trajectories involving the intensification of soil use, crop rotation, degradation and inactivity of the area (Alves, 2007; Alves et al., 2009; Mesquita et al., 2001). These usage patterns can affect environmental factors, such as soils, that influence the productivity and structure of the land-use types in various ways (Grimaldi et al., 2014). Forest fragments embedded in agricultural landscapes can strongly influence crops by serving as a source of propagules for the establishment of species that colonize cultivated areas (Jules and Shahani, 2003).

Thus, species-regeneration patterns may result in part from the initial setting (the initial environment and remnant forest fragments) in addition to the land use itself (D'Orangeville et al., 2008; Flinn and Vellend, 2005). These patterns are affected by the selection of available microhabitats after disturbances and/or by the resource limitations due to competition among individuals (Benton et al., 2003; Liira et al., 2011; Prevedello

and Vieira, 2010). Thus, various fragmented landscapes with similar forests, soils, climates, ages and land-use histories can diverge dramatically in terms of species composition and dynamics (Laurance et al., 2011).

Trees are an excellent functional group for analyzing biodiversity conservation in the Amazon due to the large number of species in the region: approximately 16,000 species with a diameter at breast height (DBH) > 10 cm (Steege et al., 2013). The relative abundance of tree species reflects the progression of forest succession, besides its importance to the regional economy; timber alone is the most marketable extractive commodity in old-growth tropical forests and accounts for >90% of the revenues flowing from forests of the nine Brazilian Amazonian states (IBGE, 2006).

In this context, the aim of the present study is to describe, analyze and compare the tree-regeneration patterns in three distinct agricultural mosaics in the Eastern Amazon to test the influence of land-use types on regeneration. The following questions are addressed: (1) Are the floristic structure and composition of regenerating trees affected by the various land-use types applied in the agricultural mosaics? (2) Can the effect of land-use types on tree-regeneration vary according to the used scale? (3) Is there a relationship between soil characteristics and tree-regeneration? (4) Do tree-regeneration patterns respond similarly to distinct agricultural mosaics?

2. Materials and methods

2.1. Study area

The present study was conducted in three areas with small family farms in the settlements of Maçaranduba, Travessão 338-S and Palmares II, located in southern and southeastern Pará, Eastern Amazon, in the region known as the Arc of Deforestation.

The community of Maçaranduba is located in the municipality of Nova Ipixuna in the Praia Alta-Piranheiras Agricultural-Extractivist Settlement Project. This community was established in 1994, and its individual farms cover 71 ha on average. The community of Travessão 338-S is located along the Trans-Amazonian Highway in the municipality of Pacajá. It was established in 2001 with farms covering 26 ha on average. The Palmares II Settlement Project, located in the municipality of Parauapebas, was established in 1996 with farms covering 86 ha on average. The dominant primary vegetation is tropical rain forest, and the average annual temperature in the study area is

approximately 26 °C. A more detailed description of each area is provided in Costa et al. (2012).

2.2. Field and laboratory methods

Nine small family farms were selected in each of the three areas. An imaginary diagonal line was drawn in each farm, and five regularly spaced sampling points were established along this line. Thus, 45 sampling points were surveyed in each area for a total of 135 sampling points. The vegetation was inventoried at each sampling point. The spacing between sampling points ranged from 200 to 400 m on average in different farms.

Because the sampling points were systematically spaced along the diagonal of each farm, they were not selected based on plant coverage. Therefore, it was assumed that the plant coverage of the sampling points reflected the mosaic of different land-use types in each area, and each area was considered as an agricultural mosaic.

Nine different land-use types were identified. In Maçaranduba, pastures, secondary and primary forests made up 44, 30 and 24% of the points, respectively. In Travessão 338-S, primary forests made up 51% of the sampling points. In Palmares II, forests, pastures, secondary forests and cultivated areas made up 33, 24, 20 and 22% of the sampling points (Table 1).

At each sampling point, ten plots of 1 x 1 m were established regularly spaced 5 m away from each other in a straight line, covering a total of 0.045 ha per farm and giving a total sampling area of 0.135 ha. Seedlings with heights between 10 and 200 cm (indicating regeneration) were surveyed in each plot. Although we collected trees, shrubs and palm species, for simplicity we refer to them all as trees. The species were classified as pioneer and shade-tolerant species. Pioneer species occur in open environments and forest gaps; they generally produce many seeds that are viable over long periods on the forest floor. This group also includes secondary species, which are absent from the forest but can rapidly establish themselves in deforested areas. Shade-tolerant species are those whose seeds can germinate under forest shade. The seedlings can establish in forest shade and survive there. Young plants are thus commonly found

Table 1. Number of sampling points per land-use type in three agricultural areas (Maçaranduba, Travessão 338-S and Palmares II) in the Arc of Deforestation region, Pará State, Brazil.

Land-use type	Description	Maçaranduba	Travessão 338-S	Palmares II	Total
Conserved forests	Forests with a well-defined vertical structure and no signs of human disturbance	8	7	-	15
Exploited forests	Forests showing signs of disturbance, such as clearings resulting from timber extraction	3	16	5	24
Burned forests	Forests showing signs of fire	-	-	10	10
Old secondary forest	Secondary forests with a defined woody upper canopy, older than 12 years	9	4	3	16
Young secondary forest	Secondary forests lacking a defined upper woody stratum, younger than 12 years old	4	5	6	15
Invaded pastures ^a	Pastures with a high abundance of herbaceous individuals and young seedlings of woody species	11	6	4	21
Clean pastures ^a	Pastures with a low density of woody species	9	1	7	17
Cultivated areas	Rice (<i>Oryza</i> sp.), bean (<i>Vigna</i> sp.), corn (<i>Zea mays</i> L.) and especially cassava (<i>Manihot esculenta</i> Cranz) plantations.	1	2	10	13
Perennial crops (cocoa) ^b	Cocoa (<i>Theobroma cacao</i> L.) plantations, generally combined with paricá (<i>Schizolobium amazonicum</i> Huber ex Ducke).	-	4	-	4
Total	Total sampling points	45	45	45	135

^a*Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf was the predominant forage in Maçaranduba and Palmares II, while *Brachiaria decumbens* Stapf predominated in Travessão 338-S.

^bPerennial crops are uncommon in southeastern Pará and were restricted to Travessão 338-S, which is part of the cocoa-producing region in southern Pará.

below a canopy, but may also be seen in open environments (Swaine and Whitmore, 1988).

Two soil samples were collected from a depth of 0 to 10 cm to generate a composite sample at each of the 135 sampling points. The following fourteen variables were analyzed: total sand, clay and silt contents (EMBRAPA, 1979); pH_{KCl} (in 1 M KCl; soil:solution = 1:2.5); exchangeable H^+ and Al^{3+} , extracted with 0.5 M $(\text{CH}_3\text{COO})^2\text{Ca}$; basic cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+), extracted with 1 M KCl; available P, extracted by the Mehlich “double acid” method; and NH_4^+ (Pansu and Gautheyrou, 2006). Total carbon and nitrogen were measured by dry combustion using a CHNS elemental analyzer (LECO).

2.3. Statistical analyses

To assess the influence of the land-use types on the structure of tree-regeneration was used analysis of variance (ANOVA) to compare the mean number of individuals and species per sampling point between the land-use types of each mosaic. ANOVA was also performed to compare the number of individuals and species between mosaics (Maçaranduba, Travessão 338-S e Palmares II). Tukey’s post hoc test was used in both analyses. To assess the influence of the land-use types on the floristic composition of tree-regeneration was calculated the percentage of shade-tolerant and pioneer species in each land-use type; this percentage was also used to determine the conservation of shade-tolerant species in each environment. Moreover, the Jaccard coefficient was used to analyze the floristic similarity between the land-use types of each mosaic (Brower et al. 1998).

Three principal components analysis (PCA), one for each agricultural mosaic, were applied to test the effect of land-use type on tree-generation at the mosaic scale. Each PCA used a density matrix for the n tree species found in the 45 sampling points from each mosaic (205 species in Maçaranduba, 326 in Travessão 338-S and 238 in Palmares II).

Those PCAs were also applied to test the relationship between soil characteristics and tree-regeneration at the mosaic scale. The relationship was tested using a co-inertia analysis between the PCAs for the density matrices of regenerating tree species in the 45 sampling points from Maçaranduba, Pacaja and Palmares II and the PCAs for the matrices of 14 soil variables from the 45 sampling points in each

mosaic. Co-inertia analysis compares the structures revealed by PCA analyses, showing whether the co-structure described by the principal axes is similar to the structures seen in the separate analyses of each data matrix (Dolédéc and Chessel, 1994).

A Monte-Carlo procedure was applied to test the significance of the relationship between floristic groups and soil characteristics with the land-use types showed in the PCAs and to test the significance of the co-inertia analysis. The software ADE-4 (Thioulouse et al., 1997), included in R1.9 (R Development Core Team, 2009), was used. The significance level for all tests was set at 5% probability. For the multivariate analyses (PCA and co-inertia), the matrices of the species density and soil variables were log-transformed ($\text{Log}_{10}(x+1)$) to decrease the weight of the abundant species and increase the weight of the rare species and to gauge the distinct soil variables.

3. Results

3.1. Seedling density and number of species

In total, 1506, 1747 and 1420 seedlings representing 205, 326 and 238 species were recorded in Maçaranduba, Travessão 338-S and Palmares II, respectively. The number of individuals in each sampling point showed large variation, with a minimum of zero in annual crops sampling points and 137 individuals in exploited forest sampling points. The numbers of species and individuals in secondary forests were intermediate between those in forests and croplands (Tables 2 and 3).

The 45 sampling point of Travessão 338-S had the most mean species (ANOVA; $F_{2,132} = 6.735$; $p = 0.002$), but the number of individuals did not differ significantly (ANOVA; $F_{2,132} = 0.698$; $p = 4.99$) (Tables 2 and 3).

In Maçaranduba, seedlings were most abundant in forests and old secondary forests and less abundant in pastures (ANOVA; $F_{5,38} = 13.77$; $p = 0.000$). The mean number of species per sampling point showed a similar pattern (ANOVA; $F_{5,38} = 20.41$; $p = 0.000$). In Travessão 338-S, fewer seedlings were found per sampling point in invaded pastures than in forests and old secondary forests (ANOVA; $F_{5,36} = 4.46$; $p = 0.003$); furthermore, fewer species occurred per sampling point in invaded pastures, young secondary forests and cocoa plantations than in forests (ANOVA; $F_{5,36} = 13.43$; $p = 0.000$). In Palmares II, the largest numbers of seedlings per sampling point occurred in forests, and similar numbers occurred in invaded pastures, while fewer seedlings

occurred in clean pastures and annual crops (ANOVA; $F_{6,38} = 5.49$; $p = 0.000$). Clean pastures, annual crops and young secondary forests had fewer species per sampling point than forests; however, invaded pastures had similar species numbers to burned forests but fewer species than exploited forests (ANOVA; $F_{6,38} = 20.41$; $p = 0.000$) (Tables 2 and 3).

In all mosaics, the largest numbers of pioneer species per land-use type occurred in cropped areas, with fewer pioneers in forest areas. The number of shade-tolerant species was greater than the number of pioneer species in all land-use types except clean pastures in Palmares II and Travessão 338-S. However, the number of samples of clean pastures in Travessão 338-S (one sampling point) was not representative (Figure 1).

The differences between land-use types increase considering the abundance of pioneer species, which were the majority of seedlings in agricultural land-use types. Shade-tolerant species dominated the other land-use types, except young secondary forests in Maçaranduba, where pioneer species dominated. Nevertheless, there were more shade-tolerant individuals in the other mosaics (Figure 1). The burned forest in Palmares II presented the largest number of pioneer seedlings among all forest sampling points (39%).

Table 2. Means and standard errors of the density for tree regeneration per sampling point by land-use type in three agricultural mosaics in southeastern Pará. Different letters indicate significant differences between land-use types within each mosaic and between the total values for each mosaic (ANOVA, $p < 0.05$).

Land-use types	Maçaranduba	Travessão 338-S	Palmares II
Conserved forest	76±10 a	45±4 a	-
Exploited forest	68±4 ab	51±5 a	65±21 A
Burned forest	-	-	50±10 A
Old secondary forest	48±12 ab	50±25 a	45±12 AB
Young secondary forest	29±13 bc	39±9 ab	22±5 AB
Invaded pastures	11±3 c	5±2 b	36±7 AB
Clean pastures	3±1 c	3*	4±2 B
Cultivated areas	0*	34*	15±4 B
Perennial crops	-	31±7 ab	-
Total	33±5 A	39±4 A	32±4 A

*number of sampling points < 3.

Table 3. Means and standard errors of the numbers of species for tree regeneration per sampling point by land-use type in three agricultural mosaics in southeastern Pará. Different letters indicate significant differences between land-use types within each mosaic and between the total values for each mosaic (ANOVA, $p < 0.05$).

Land-use types	Travessão		
	Maçaranduba	338-S	Palmares II
Conserved forest	22±2 a	26±2 a	-
Exploited forest	23±3 a	25±2 a	24±5 A
Burned forest	-	-	21±3 AB
Old secondary forest	16± 3 ab	16±1 ab	14±2 AC
Young secondary forest	7±2 bc	13±3 b	8±1 C
Invaded pastures	3±1 c	3±1 b	10±2 BC
Clean pastures	2±1 c	2*	2±1 C
Cultivated areas	0*	13*	7±1 C
Perennial crops	-	13±1 b	-
Total	10±1 B	18±1 A	12±1 B

* number of sampling points < 3.

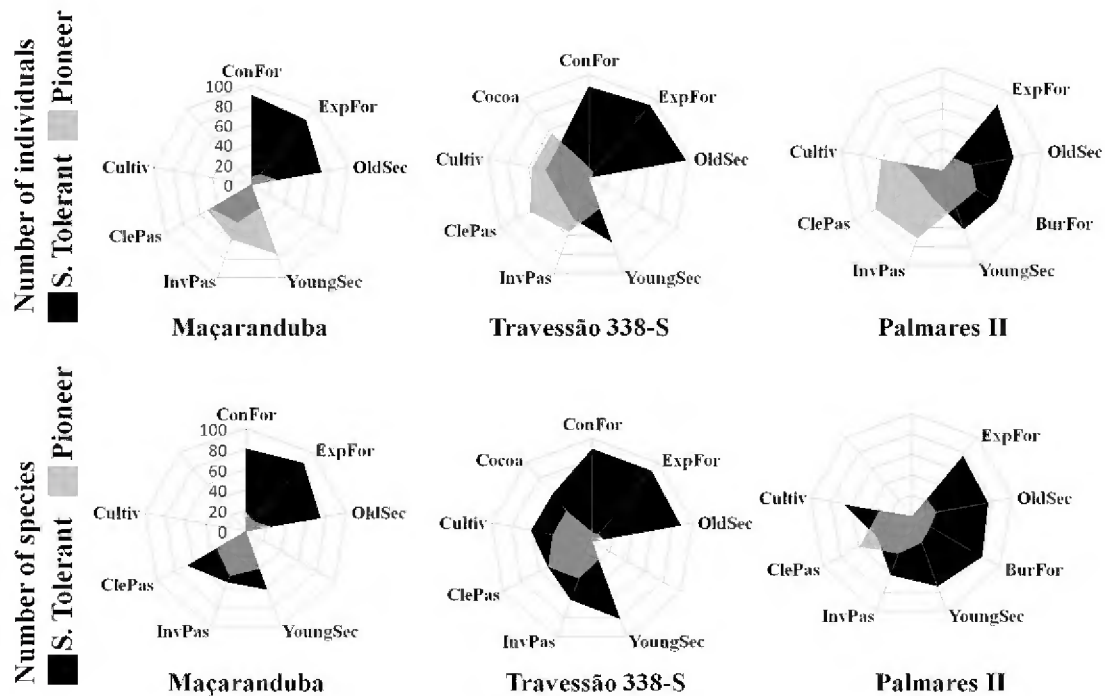


Figure 1. Percentages of individuals and species belonging to two ecological groups [pioneer species (gray) are superimposed on shade-tolerant species (black)] in each land-use type in Maçaranduba, Travessão 338-S and Palmares II. (ConFor = conserved forest, ExpFor = exploited forest, BurFor = burned forest, OldSec = old secondary forest, YoungSec = young secondary forest, InvPas = invaded pasture, ClePas = clean pasture, Cultiv = cultivated areas, Cocoa = cocoa plantation).

3.2. Influence of land-use types on regeneration

The species composition was highly heterogeneous among the land-use types in each studied area. The maximum Jaccard similarity coefficient, found between conserved and exploited forests in Travessão 338-S, was only 29%.

The land-use types explained 23 and 22% of the variability in regeneration in the Maçaranduba and Palmares II agricultural mosaics, respectively (Monte-Carlo test; $p < 0.01$). In those mosaics, the PCA yielded clusters that differentiated the regeneration of the different land-use types along the first two ordination axes (Figure 2A and 2C). In Travessão 338-S, the PCA results were not significant (Monte-Carlo test; $p > 0.05$; Figure 2B).

In Maçaranduba, axis 1 explained 17% of the variance in the data (eigenvalue = 2.78) and differentiated the forests and old secondary forest, which were characterized by the shade-tolerant species *Astrocaryum gynacanthum*, *Bauhinia guianensis* and *Inga edulis*, from the pastures, which were influenced by the pioneer species *Banara guianensis*, *Piper graciliramosum* and *Vismia guianensis*. The conserved-forest, exploited-forest, old secondary forest, invaded-pasture and clean-pasture sampling points accounted for 38, 14, 24, 10 and 8% of the first axis, respectively. Axis 2 explained 8% of the variance (eigenvalue = 1.33) and differentiated the conserved forest, characterized by *Inga paraensis* and *Inga auristellae*, from the exploited forest and old secondary forest, which were strongly influenced by *Inga edulis* (Figure 2A). The conserved-forest, exploited-forest and old secondary forest sampling points accounted for 76, 12 and 10% of the second axis, respectively.

In Palmares II, axis 1 explained 14% of the variance in the data (eigenvalue = 2.06) and differentiated the exploited forest, which was strongly influenced by the shade-tolerant species *Amphiodon effusus*, *Protium apiculatum* and *Psychotria deflexa*, from the burned forest, which was influenced by the pioneer species *Cecropia obtusa* and *Solanum rugosum*. The exploited-forest and burned-forest sampling points accounted for 50 and 33% of the first axis, respectively. Axis 2 explained 10% of the variance (eigenvalue = 1.58) and differentiated the forest land-use types, which were influenced by the pioneer species *Aparisthium cordatum*, *Cecropia palmata* and *Solanum rugosum*, from the invaded pastures and annual crops, which were mostly influenced by the pioneer species *Solanum cf. acanthodes* and *Trema micrantha* (Figure

2C). The exploited-forest, burned-forest, invaded-pasture and annual-crop sampling points accounted for 15, 54, 15 and 10% of the second axis, respectively.

3.3. Relationships between soil characteristics, land-use types and regeneration

According to the PCA of the 14 soil variables, the land-use types explained 24 and 29% of the variability in soil characteristics in the Maçaranduba and Palmares II agricultural mosaics, respectively (Monte-Carlo test; $p < 0.01$; Figure 3A and 3C). However, as in the species-abundance analysis, the PCA was not significant for Travessão 338-S (Monte-Carlo test; $p > 0.05$; Figure 3B).

In Maçaranduba, axes 1 and 2 explained 36 and 25% of the variance in the data, respectively, with eigenvalues of 5 and 3.51. These axes differentiated the forests and old secondary forest, which were characterized by higher levels of total clay, silt, carbon, nitrogen and exchangeable acids (Al^{3+} and H^+), from young secondary forests and pastures, which had higher levels of sand and exchangeable bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^+) and a higher pH_{KCl} .

Similar results were obtained in Palmares II. Axes 1 and 2 explained 43 and 15% of the variance in the data, respectively, with eigenvalues of 6.05 and 2.08. These axes differentiated the forests and old secondary forest, which had higher levels of total clay, ammonia, carbon, nitrogen and exchangeable acids (Al^{3+} and H^+), from annual crops and clean pastures, which had higher levels of sand and exchangeable bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^+) and a higher pH_{KCl} .

The co-inertia analysis showed that the structure of the species-abundance matrix was similar to that of the soil-characteristics matrix for all mosaics, explaining 31, 32 and 25% of the variability in Maçaranduba, Travessão 338-S and Palmares II, respectively (Monte-Carlo test; $p < 0.05$; Figure 4).

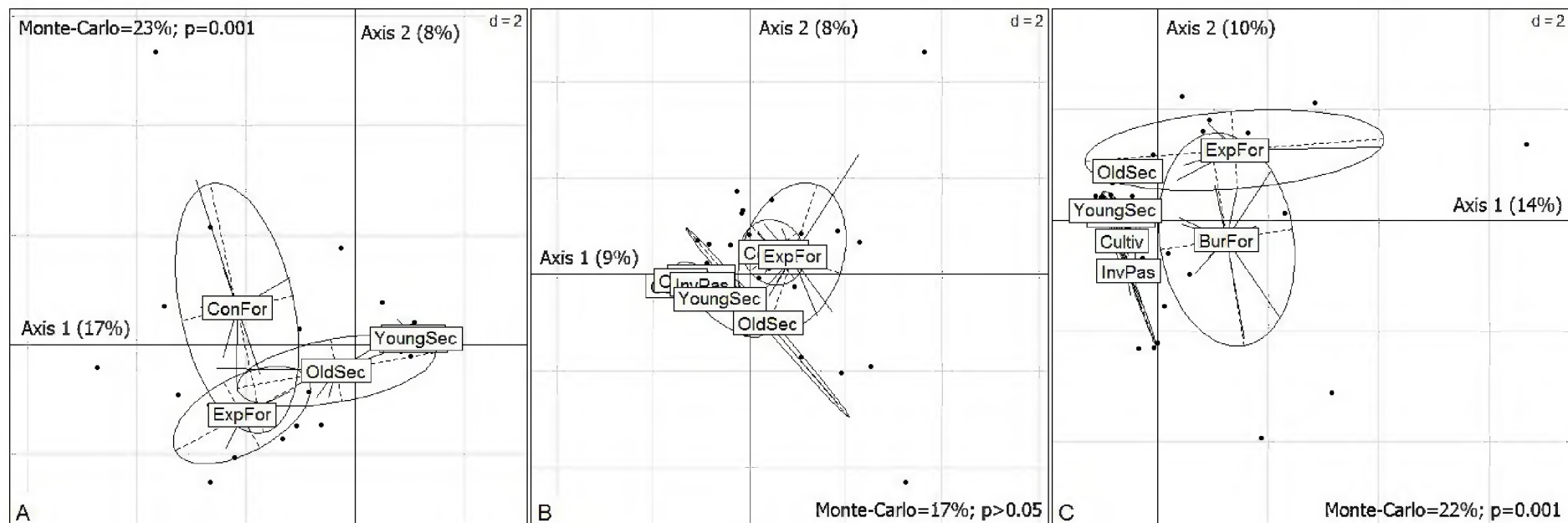


Figure 2. Principal-component analysis of species log (abundance +1) at 45 sampling points in each agricultural mosaic (A) Maçaranduba (205 regenerating tree species), (B) Travessão 338-S (326 species), (C) Palmares II (238 species). Projection of clustered points by land-use type (ConFor = conserved forest, ExpFor = exploited forest, BurFor = burned forest, OldSec = old secondary forest, YoungSec = young secondary forest, InvPas = invaded pasture, ClePas = clean pasture, Cultiv = cultivated areas, Cocoa = cocoa plantation). Circles represent the mean (centroid) of the coordinates for each land-use type in factorial space. Values in parentheses represent the projected inertia for each axis.

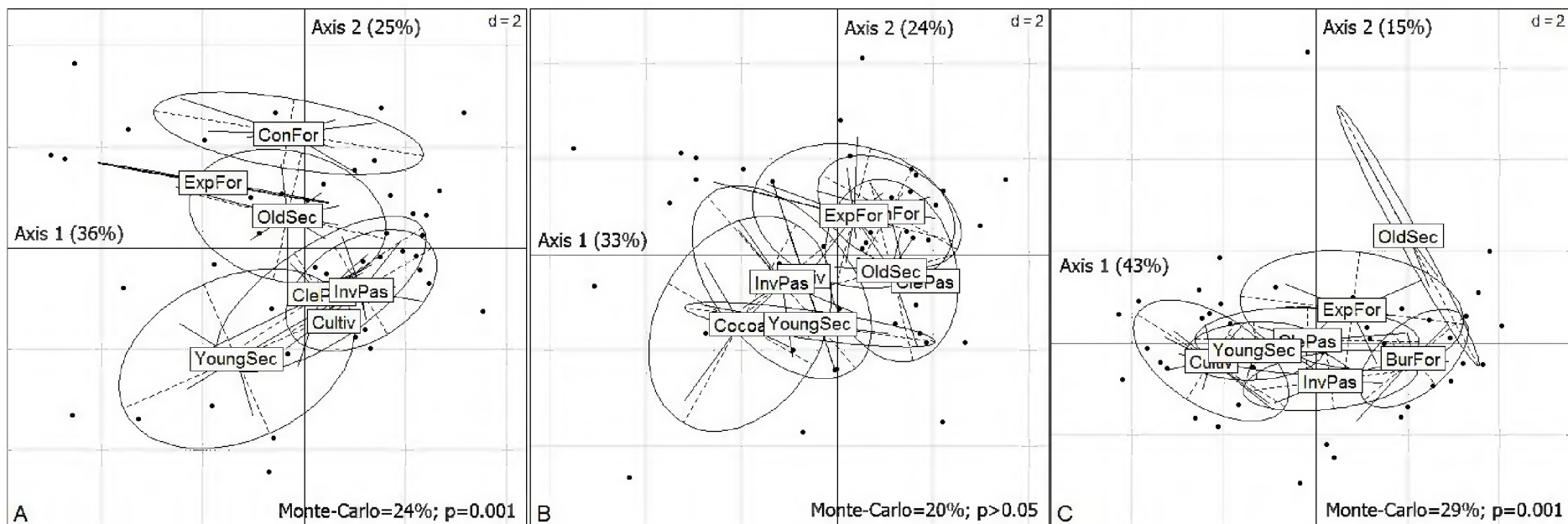


Figure 3. Principal-component analysis of 14 soil variables at 45 sampling points in each agricultural mosaic: (A) Maçaranduba, (B) Travessão 338-S, (C) Palmares II. Projection of clustered points by land-use type (ConFor = conserved forest, ExpFor = exploited forest, BurFor = burned forest, OldSec = old secondary forest, YoungSec = young secondary forest, InvPas = invaded pasture, ClePas = clean pasture, Cultiv = cultivated areas, Cocoa = cocoa plantation). Circles represent the mean (centroid) of the coordinates for each land-use type in factorial space. Values in parentheses represent the projected inertia for each axis.

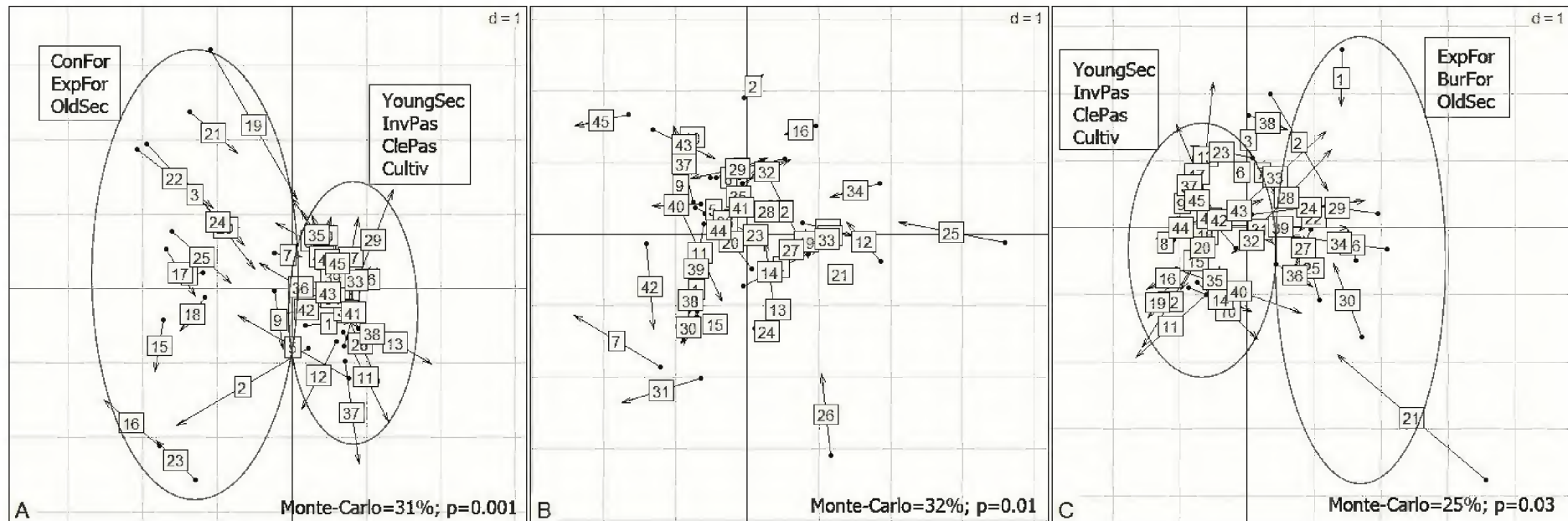


Figure 4. Co-inertia analysis between the principal component analysis of species abundance and soil characteristics at 45 sampling points in each agricultural mosaic. (A) Maçaranduba (205 regenerating tree species), (B) Travessão 338-S (326 species), (C) Palmares II (238 species). Projection of clustered points by land-use type (ConFor = conserved forest, ExpFor = exploited forest, BurFor = burned forest, OldSec = old secondary forest, YoungSec = young secondary forest, InvPas = invaded pasture, ClePas = clean pasture, Cultiv = cultivated areas, Cocoa = cocoa plantation).

4. Discussion

The land-use types influenced the floristic structure and composition of regenerating trees and the soil characteristics in the agricultural mosaics at Maçaranduba and Palmares II; however, this influence was not observed at Travessão 338-S. This finding demonstrates that the influence of land-use types on tree regeneration depends upon the mesoscale, where the composition of each mosaic, established by different management approaches, affects regeneration patterns.

The results obtained at Travessão 338-S, where the floristic structure and composition and the soil characteristics did not respond to the land-use types, were due to the greater coverage of forests (51% of the surveyed area) in this mosaic. Forests covered only 24 and 33% of Maçaranduba and Palmares II, respectively. These differences in forest coverage can help in defining the size of forest-protection areas needed to maintain the tree-regeneration potential of agricultural mosaics.

The abundance of adjacent forests may increase the probability that forest propagules will be present, thereby strongly influencing the dynamics within mosaics (D'Orangeville et al., 2008; Jules and Shahani, 2003). Conserved forest fragments embedded in agricultural mosaics serve as important sources of dispersal (Vieira and Proctor, 2007), pollination and biological control for agricultural crops (Tschardt et al., 2005; 2008).

Travessão 338-S had the most tree species of the surveyed mosaics, due to its larger forest area and greater diversity of land-use types with the presence of cocoa plantations, which exhibited regeneration density similar to those of forests. Thus, the cocoa plantations contributed to the homogeneous regeneration in the mosaic. Greater habitat diversity permits greater heterogeneity and species variation among individuals (Benton et al., 2003; Schulze et al., 2004). Additionally, tree crops (unlike herbaceous crops) promote favorable environmental conditions for tree regeneration, such as the establishment of a more favorable microclimate and attraction of dispersal agents (Carnevale and Montagnini, 2002; Cusack and Montagnini, 2004).

In Maçaranduba and Palmares II, differences between the forest and crop environments were reflected by differences among land-use types in number of species and density. The various forest types also exhibited differences, most likely linked to the different disturbances suffered in each area. The disturbance types that occur in forests influence the floristic structure and composition of regeneration (Felton et al.,

2006; Holdsworth and Uhl, 1997; Kennard et al., 2002). In Maçaranduba, conserved forests differed from exploited forests, likely due to the extraction of timber and non-timber products from the second one. In Palmares II, exploited forests differed strongly from burned forests, reflecting the floristic and structural changes that occur after burning.

As expected, the greatest numbers of species and individuals of regenerating trees were found in forests. In these areas, the floristic composition was more heterogeneous, with little dominance of one species over another, resulting in a greater quantity of rare species and greater diversity. At sampling points with crops, the number of species and individuals were lower because individuals and propagules of shade-tolerant species were eliminated during forest removal and because environmental changes indirectly affected tree regeneration (Flinn and Vellend, 2005).

The dispersal of potential diaspores from forested areas is also restricted by the lack of dispersal agents in open areas (Hooper et al., 2005). As the environment is increasingly modified, the species numbers of various taxonomic groups, such as birds, insects and mammals, decrease (Barlow et al., 2007; Beck et al., 2002; Schulze et al., 2004). These groups help to disperse and pollinate tropical species. If seeds are present, their survival probability is low due to high competition during cropping periods (Denich et al., 2005).

Thus, the low availability of forest propagules combined with environmental conditions of high solar irradiation, high evapotranspiration, altered soils, herbaceous competition and disturbance during soil preparation limits tree regeneration in cropped areas (Esquivel et al., 2008; Hooper et al., 2005; Nesptad et al., 1996), reducing species and individual numbers.

Differences between young and old secondary forest are associated with the time elapsed since agricultural activity ended, known as the fallow time; biodiversity tends to increase over time (Chadzon et al., 2009; Coelho et al., 2003; Vieira et al., 2003). Old secondary forests were similar in species numbers to forests, while young secondary forests had fewer species in all three mosaics.

Secondary forests play an important role in biodiversity conservation and recomposition in all three studied areas, with intermediate values of density and number of species values between those of forests and croplands. This transitional behavior between natural and anthropic environments is related to the forest-succession process,

and the role of secondary forests in species conservation has been stressed in the literature (Barlow et al., 2007; Chadzon et al., 2009; Schulze et al., 2004).

In croplands, during the first stages of floristic succession (Mitja et al., 2008), regeneration mainly occurs from the seed bank and seed rain and consists mostly of pioneer species, while shade-tolerant species emerge mainly by sprouting from forest-vegetation remnants (Vieira and Proctor, 2007). Therefore, the greater density of pioneer species in croplands was linked to environmental conditions of high solar irradiation.

Nevertheless, shade-tolerant species were the most numerous functional group in most land-use types, including croplands, demonstrating the significant capacity of these open environments for shade-tolerant species conservation in the mosaics. This result supports a reductionist model characterized by the concept of Initial Floristic Composition, which explains reforestation via installation of pioneer and shade-tolerant species coexisting since the beginning of the succession (Mitja et al., 2008).

The exceptions were clean pastures in Palmares II and Travessão 338-S, where shade-tolerant species did not predominate. In these pastures, the crop species *Brachiaria brizantha* (in Palmares II) and *B. decumbens* (in Travessão 338-S) may have contributed to the reduction in shade-tolerant species. The development of woody vegetation is inversely related to the presence of herbaceous species, especially in *B. decumbens* pastures. Management practices that include removing or reducing the effects of *Brachiaria* spp. in restoring abandoned pastures may be needed to stimulate natural regeneration (Cheung et al., 2009). Mitja and Miranda (2010) have also confirmed that plant diversity and density are influenced by the crop species in pastures, with greater regeneration in areas of *Panicum maximum* Jacq. and less regeneration in areas of *B. brizantha*.

Even in the burned forests at Palmares II, shade-tolerant species predominated; however, these sites showed the greatest percentage of pioneer species (39%) among forests. Fire reduced the canopy cover, biomass and number of adult trees. Burning decreases the availability of forest-tree propagules, drastically affecting the regeneration of the forest understory and resulting in rapid post-fire colonization by pioneer species (Cochrane and Schulze, 1999).

Among pastures, tree regeneration was highest in the invaded pastures of Palmares II. These sites were an exception among croplands, with statistically similar

regeneration compared to forests and secondary forests in this area. The greater number of pioneer species in adjacent burned forests may have facilitated the colonization of these pastures because pioneer species can disperse over greater distances and are more abundant in both the seed bank and seed rain (Cochrane and Schulze, 1999; Vieira and Proctor, 2007).

Other factors, such as the land-use history, initial vegetation, crop species and soil preparation, may have contributed to the greater abundance of trees in the invaded pastures of Palmares II. Santos and Mitja (2011) have also reported dramatic changes in floristic composition in other Amazonian pasture areas, with a greater density of trees and palms in pastures with higher fire frequencies and 64% of individuals belonging to a single species, *Attalea speciosa* (babaçu).

Preparation of the area by burning was most likely the determining factor in the differences in soil characteristics among cropped areas, especially in the Maçaranduba and Palmares II agricultural mosaics, whose soil characteristics showed the strongest influence of land-use types and indirectly affected regeneration. Forest burning in the slash-and-burn system generates ashes (created from the biomass), which release nutrients and increase the pH in cropped areas (Andreux and Cerri, 1989). The soil K, Ca and Mg levels also rise after burning (Sanchez et al., 1983). In Maçaranduba and Palmares II, the cropped areas also showed higher levels of exchangeable bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^+) and higher pH_{KCl} values.

In older forests, nutrients such as P, K, Ca and Mg are rapidly absorbed by the vegetation. Thus, after the initial increase in these nutrients due to slashing and burning, the trees that colonize these areas gradually reduce the nutrient concentrations in the soil over time, while most of the C and N remain in the soil (Feldpausch et al., 2004).

The forested areas and old secondary forest in Maçaranduba and Palmares II showed lower concentrations of exchangeable bases and higher C and N concentrations in the soils. Carbon levels may decrease in forest soils used for crops and pastures due to erosion, mechanical removal of the topsoil and greater oxidation of organic material (Detweiler and Hall, 1988).

The percentage of clay was lower in cropped areas. In pastures, clay levels tend to decrease due to surface erosion and the transport of clay particles to deeper soil layers through water percolation (Lal, 1977), making the upper soil layers more sandy.

Higher levels of exchangeable acids were found in the forests and old secondary forests of Maçaranduba and Palmares II due to the greater concentrations of Al^{3+} in these areas. This ion can inhibit Ca and Mg absorption (de Wit et al., 2010), reduce the growth of fine roots, alter photosynthetic activity and lead to nutritional imbalances in forest species (Wright et al., 1989). Bautista-Cruz et al. (2012) have obtained similar results in a tropical montane cloud forest, in Mexico. High Al^{3+} levels may play an important role in determining plant composition by excluding species that are sensitive to this cation, thus driving the process of natural selection (Bautista-Cruz et al., 2012).

4.1. Management applications

The studied agricultural mosaics showed a good capacity for conserving tree biodiversity, reflected mainly by the high species heterogeneity among the land-use types. However, the tree-regeneration patterns were not similar across agricultural mosaics, demonstrating that tree regeneration responds at the mesoscale to different land-use types implemented within agricultural mosaics.

The Brazilian Forest Code (Law 12651/2012) states that 80% of the area of rural lands in the Amazon biome should be used sustainably (Legal Reserve area), conserving native vegetation to ensure the maintenance of local biodiversity. For family farming, this law allows tree crops to be considered in addition to native vegetation when calculating the Legal Reserve area. If this law were applied at the mesoscale, exactly 80% of the Travessão 338-S area would be a Legal Reserve (51% from forests, 20% from secondary forests and 9% from cocoa plantations).

Because the land-use types did not appear to affect tree regeneration in Travessão 338-S, we assume that the plant-coverage composition is relevant to the prescriptions of the law; the conservation of native-forest fragments combined with the presence of secondary forests and tree crops, such as cocoa plantations, played a critical role in reducing the impacts of land-use types on tree biodiversity.

In addition to its distinctive management, Travessão 338-S featured a shorter time since the arrival of rural farmers in the area, with agricultural plots established in 2001 (vs. 1994 in Maçaranduba and 1996 in Palmares II). This difference contributed to the greater conservation of the forest cover. In the other mosaics, only 53% of the area was covered by forest vegetation (conserved and secondary forests). Therefore, we believe that the Brazilian legislation regarding areas to be set aside as Legal Reserves

can ensure the conservation of tree biodiversity in the Amazon by maintaining forest fragments embedded in agricultural contexts if the 80% of forest coverage is guaranteed. However, it is important to consider the environmental quality of such fragments.

Changes in the floristic structure and composition of burned forests in Palmares II, which featured the greatest quantity of pioneer species among forests, demonstrate that the native-plant coverage is strongly affected by fire. Cropped areas such as pastures and swiddens have a lower potential for tree regeneration. Such areas are also affected by fire because family farming in the studied region traditionally uses the slash-and-burn system. Using fire-free techniques to prepare the area can help to maintain the potential for tree regeneration, thus improving the conservation potential at the mesoscale.

Finally, it is important to consider which crop species could be used in agricultural mosaics. The cocoa plantation combined with *Schizolobium amazonicum* showed tree-regeneration densities similar to those of forests. Thus, the use of tree crops can help to maintain tree biodiversity and favor long-term forest recovery in inactive agricultural areas.

Acknowledgments

This research was funded by the French Agence Nationale de la Recherche through two Grants: ANR-06-PADD-001-011 (Agriculture Durable et Développement program) and ANR 06 BIODIV 009-01 (IFB-ANR), by the Brazilian Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) and INCT – Biodiversity and Land Use in Amazonia. The Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) that provided a scholarship to Igor Do Vale. We thank the farmers of the Maçaranduba, Palmares II and Travessão 338-sul community for their help, availability and conviviality during the accomplishment of this work, and Mr Deurival da Costa Carvalho for their efficiency and enthusiasm during on-site work and Livia Teixeira, Luciana Brabo, Helber Shibata, Fábio Leão, Tâmara Thais Santana Lima, Joice Silva, José Moreira, Heraldo Silva, Robson Ramos e Magno Reis for their help in the field work.

References

- Alves, D.S., 2007. Cenários de Cobertura e Uso da Terra e Dimensões Humanas no LBA, in: Becker, B.K., Alves, D.S., Costa, W.M. (Eds.), *Dimensões Humanas da Biosfera-Atmosfera na Amazônia*. EDUSP, São Paulo, pp. 39–63.
- Alves, D.S., Morton, D.C., Batistella, M., Roberts, D.A., Souza Júnior, C., 2009. The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia, in: Keller, M., Bustamante, M., Gash, J., Dias, P.S. (Eds.) *Amazonia and Global Change*, Geophysics Monograph Series, Vol. 186. AGU, Washington. pp. 11–23.
- Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., DeFries, R., 2009. Contemporary assessment of global humid tropical forest change. *Conserv. Biol.*, 23, 138-1395.
- Andreux, F., Cerri, C.C., 1989. Current trends in the research on soil changes due to deforestation, burning and cultivation in the Brazilian tropics. *Toxicol. and Environ. Chem.*, 20/21, 275-283.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.F., Hawes, J., Hernandez, H.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., Silva, M.N.F., Motta, C.S., Peres, C.A., 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 104(47), 18555–18560.
- Bautista-Cruz, A., Del Castillo, R.F., Etchevers-Barra, J.D., Gutiérrez-Castorena, M.C., Báez, A., 2012. Selection and interpretation of soil quality indicators for forest recovery after clearing of a tropical montane cloud forest in Mexico. *For. Ecol. Manag.*, 277, 74–80.
- Beck, J., Schulze, C.H., Linsenmair, K.E., Fiedler, K., 2002. From forest to farmland, diversity of geometer moths along two habitat gradients on Borneo. *J. Trop. Ecol.*, 18, 33–51.
- Benjamin, K., Domon, G., Bouchard, A., 2005. Vegetation composition and succession of abandoned farmland, effects of ecological, historical and spatial factors. *Landsc. Ecol.*, 20, 627–647.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity, is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.*, 18(4), 182–188.

- Brower, J.E., Zar, J.H., Van Ende, C.N., 1998. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. WCB/McGraw, New York, pp. 273.
- Carnevale, N., Montagnini, F., 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *For. Ecol. Manag.*, 163, 217–227.
- Chazdon, R.L., Peres, C.A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A.E., Lamb, D., Stork, N.E., Miller, S.E., 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conserv. Biol.*, 23(6), 1406–1417.
- Cheung, K. C., Marques, M.C.M., Liebsch, D., 2009. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. *Acta Bot. Bras.*, 23(4), 1048–1056.
- Coelho, R.F.R., Zarin, D.J., Miranda, I.S., Tucker, J.M., 2003. Análise florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. *Acta Amazon.*, 33(4), 563–582.
- Cochrane, M.A., Schulze, M.D., 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon, effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31, 2–16.
- Costa, L.G.S., Miranda, I.S., Grimald, M., Silva Junior, M.L., Mitja, D., Lima, T.T.S., 2012. Biomass in different types of land use in the Brazil's "arc of deforestation". *For. Ecol. and Manag.*, 278, 101–109.
- Cusack, D., Montagnini, F., 2004. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *For. Ecol. and Manag.*, 188, 1–15.
- Denich, M., Vlek, P.L.G., Sá, T.D.A., Vielhauer, K., Lücke, W., 2005. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 110, 43–58.
- Detwiler, R. P., Hall, C.A.S., 1988. Tropical forests and the global carbon cycle. *Science*, 239, 42–47.
- de Wit, H.A., Eldhuset, T.D., Mulder, J., 2010. Dissolved Al reduces Mg uptake in Norway spruce forest, results from a long-term field manipulation experiment in Norway. *For. Ecol. Manag.*, 259, 2072–2082.

- D'Orangeville, L., Bouchard, A., Cogliastro, A., 2008. Post-agricultural forests, landscape patterns add to stand-scale factors in causing insufficient hardwood regeneration. *For. Ecol. Manag.*, 255, 1637–1646.
- Dolédec, S., Chessel, D., 1994. Co-Inertia analysis, an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshw. Biol.*, 31, 277–294.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), 1979. Manual de métodos de análise de solo. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo, Rio de Janeiro, pp. 247.
- Esquivel, J. M., Harvey, C. A., Finegan, B., Casanoves, F., Skarpe, C., 2008. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *J. Appl. Ecol.*, 45, 371–380.
- Feldpausch, T.R., Rondon, M.A., Fernandes, E.C.M., Riha, S.J., Wandelli, E., 2004. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecol. Appl.*, 14, 164–176.
- Felton, A., Felton, A. M., Wood, J., Lindenmayer, D. B., 2006. Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. *For. Ecol. Manag.*, 235, 186–193.
- Flinn, K.M., Vellend, M., 2005. Recovery of forest plant communities in postagricultural landscapes. *Front. Ecol. Environ.*, 3, 243–250.
- Grimaldi, M., Oszwald, J., Dolédec, S., Hurtado, M.P., Miranda, I.S., Sartre, X.A., Assis, W.S., Castañeda, E., Desjardins, T., Dubs, F., Guevara, E., Gond, V., Lima, T.T.S., Marichal, R., Michelotti, F., Mitja, D., Noronha, N.C., Oliveira, M.N.D., Ramirez, B., Rodriguez, G., Sarrazin, M., Silva Jr, M.L., Costa, L.G.S., Souza, S.L., Veiga Jr, I.P., Velasquez, E., Lavelle, P., 2014. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landsc. Ecol.*, DOI 10.1007/s10980-013-9981-y.
- Holdsworth, A.R., Uhl, C., 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecol. Appl.*, 7(2), 713–725.
- Hooper, E., Legendre, P., Condit, R., 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *J. Appl. Ecol.*, 42(6), 1165–1174.

- Hubbell, S.P., He, F., Condit, R., Borda-de-Água, L., Kellner, J., ter Steege, H., 2008. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 105, 11498–11504.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2006. Censo Agropecuário 2006. (<http://www.ibge.gov.br>). Acesso, 23/12/2013.
- Jules, E.S., Shahani, P., 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation, Why matrix habitat is more important than we thought. *J. Veg. Sci.*, 14, 459–464.
- Kennard, D.K., Gould, K., Putz, F.E., Morales, F., 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *For. Ecol. Manag.*, 162, 197–208.
- Lal, R., 1977. Analysis of factors affecting rainfall erosivity and soil erodibility, in: Greenland, D.J., Lal, R. (Eds.) *Soil Conservation and Management in the Humid Tropics*. Wiley, New York, pp. 49–56.
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Luizão, R.C.C., Laurance, S.G., Pimm, S.L., Bruna, E.M., Stouffer, P.C., Bruce W.G., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H.L., 2011. The fate of Amazonian forest fragments, A 32-year investigation. *Biol. Conserv.*, 144, 56–67.
- Liira, J., Sepp, T., Kohv, Kaupo., 2011. The ecology of tree regeneration in mature and old forests, combined knowledge for sustainable forest management. *J. For. Res.*, 16, 184–193.
- Mesquita, R.C.G.; Ickes, K.; Ganade, G., Williamson, G.B., 2001. Alternative Successional Pathways in the Amazon Basin. *J. Ecol.*, 89, 528-537.
- Mitja, D., Miranda, I.S., Velasquez, E., Lavelle, P., 2008. Plant species richness and floristic composition change along a rice-pasture sequence in subsistence farms of Brazilian Amazon, influence on the fallows biodiversity (Benfica, State of Pará). *Agric. Ecosyst. Environ.*, 124, 72–84.
- Mitja, D., Miranda, I.S., 2010. Weed community dynamics in two pastures grown after clearing Brazilian Amazonian rainforest. *Weed Res.*, 50, 163–173.
- Nepstad, D.C., Uhl, C., Pereira, C.A., Cardoso da Silva, J.M., 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*, 76, 25–39.
- Pansu, M., Gautheyrou, J., 2006. *Handbook of soil Analysis, mineralogical, organic and inorganic methods*. Springer, New York, pp. 993.

- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2008. Biodiversity Conservation in Tropical Agroecosystems, A New Conservation Paradigm. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 1134, 173–200.
- Prata, S.S., Miranda, I.S., Alves, S.A.O., Jardim, F.C.S., 2010. Gradiente florístico das florestas secundárias do Nordeste Paraense. *Acta Amazon.*, 40(3), 523–533.
- Prevedello, J.A, Vieira, M.V., 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers. Conserv.*, 19, 1205–1223.
- R. DEVELOPMENT CORE TEAM, 2004. R, A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sanchez, P.A., Villachica, J.H., Bandy, D.E., 1983. Soil fertility dynamics after clearing a tropical rainforest in Peru. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47, 1171–1178.
- Santos, A.M., Mitja, D., 2011. Pastagens arborizadas no projeto de assentamento benfica, município de Itupiranga, Pará, Brasil. *Rev. Árvore*, 35(4), 919–930.
- Schulze, C.H., Waltert, M., Kessler, P.J.A., Pitopang, R., Shahabuddin, D.V., Mühlenberg, M., Gradstein, S.R., Leuschner, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T., 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems, Comparing plants, birds, and insects. *Ecol. Appl.*, 14, 1321–1333.
- Steege, H. et al. 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342, n° 6156.
- Swaine, M.D.; Whitmore, T.C., 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Plant Ecol.*, 75, 81–86.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dodelec, S., Olivier, J.M., 1997. ADE-4, a multivariate analysis and graphical display software. *Stat. Comput.*, 7, 75–83.
- Tscharrntke, T., Rand, T.A., Bianchi, F.J.J.A., 2005. The landscape context of trophic interactions, insects spillover across the non-crop interface. *Ann. Bot. Fenn.*, 42, 421–432.
- Tscharrntke, T., Sekercioglu, C.H., Dietsch, T.V., Sodhi, N., Hoehn, S.P., Tylianakis, J.M., 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecol.*, 89, 944–951.
- Uhl, C., Buschbacher, R., Serrão, E.A.S., 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia I. Patterns of plant succession. *J. Ecol.*, 76, 663–681.
- Vandermeer, J.H.; Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *Am. Nat.*, 158: 211–220.

- Vandermeer, J., Perfecto, I., 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conserv. Biol.*, 21(1), 274–277.
- Vieira, I.C.G., Almeida, A.S.D., Davidson, E.A., Stone, T.A., Carvalho, C.J.R.D., Guerrero, J.B., 2003. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. *Remote Sens. Environ.*, 87, 470–481.
- Vieira, I.C.G., Proctor, J., 2007. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. *Plant Ecol.*, 192, 303–315.
- Wright, R.J., Baligar, V.C., Ahlrichs, J.L., 1989. The influence of extractable and soil solution aluminum on root growth of wheat seedlings. *Soil Sci.*, 148, 292–302.

Conclusão

Os padrões de regeneração arbórea foram influenciados pelos tipos de uso da terra. Entretanto, não foram semelhantes entre os mosaicos agrícolas, o que demonstra que a regeneração arbórea responde aos diferentes tipos de arranjo e composição dos tipos de uso da terra implantados em cada mosaico.

Houve maior número de indivíduos e espécies arbóreas na regeneração dos tipos de uso florestais, e nas áreas de cultivo agrícola houve menor quantidade. Contudo, a influência dos tipos de uso da terra sobre a regeneração arbórea variou de acordo com a escala utilizada.

O mosaico agrícola de Travessão 338-S não apresentou diferenças significativas entre os tipos de uso da terra quando a regeneração arbórea foi avaliada na mesoescala do mosaico, apesar de apresentar diferenças significativas na regeneração arbórea quando os tipos de uso da terra foram comparados isoladamente.

Avaliamos que no Brasil, o Código Florestal Brasileiro (Lei 12651/2012) estabelece que no bioma amazônico 80% da área das propriedades rurais deve ser utilizada de forma sustentável (área de Reserva Legal), onde a vegetação nativa deve ser conservada a fim de assegurar a manutenção da biodiversidade local. Para a agricultura familiar, a Lei permite que para o cálculo da Reserva Legal, além da área de vegetação nativa, plantios arbóreos também podem ser considerados. Se considerarmos a lei em uma mesoescala, o Travessão 338-S teria exatamente 80% da área (51% de florestas, 20% de capoeiras e 9% de plantio de cacau) como Reserva Legal.

Como não foi verificada a influência dos tipos de uso sobre a regeneração arbórea no Travessão 338-S, pressupomos que a composição da sua cobertura vegetal está pertinente aos pressupostos da lei, sendo que a conservação dos fragmentos de florestas nativas juntamente com a existência das capoeiras e dos plantios arbóreos, como o plantio de cacau, tiveram papel fundamental na redução dos impactos dos tipos de uso sobre a biodiversidade arbórea.

Além do manejo diferenciado, o Travessão 338-S possui o menor tempo de chegada dos agricultores rurais na área, com a instalação dos lotes agrícolas realizados em 2001 (1994 em Maçaranduba e 1996 em Palmares II), o que contribuiu para a maior conservação da cobertura florestal. O mesmo ambiente não foi encontrado nos demais mosaicos, que possuíam apenas 53% da área coberta por vegetação florestal (florestas e capoeiras). Assim, acreditamos que a legislação brasileira referente à área destinada à

Reserva Legal é capaz de assegurar a conservação da biodiversidade arbórea na Amazônia, através da manutenção de fragmentos florestais de forma predominante inseridos no contexto agrícola. Contudo, é importante considerar a qualidade ambiental desses fragmentos.

A regeneração arbórea e as características edáficas apresentaram padrões similaridades de distribuição nos diferentes tipos de uso da terra. Nos mosaicos agrícolas de Maçaranduba e Palmares, onde houve influência dos tipos de uso da terra sobre ambas as variáveis, o preparo da terra através do sistema corte-queima foi provavelmente fator determinante para as alterações encontradas nas áreas de cultivo agrícola e capoeiras jovens.

As alterações na estrutura e composição florística das florestas queimadas de Palmares II, que apresentou maior quantidade de espécies pioneiras entre as florestas, também mostram a descaracterização da cobertura vegetal nativa resultante da ação do fogo. O uso de práticas menos destrutivas no preparo de área pode assegurar a manutenção do potencial de resiliência da regeneração arbórea. Um aumento nesse potencial poderia mudar o potencial de conservação na mesoescala.

Finalmente, os mosaicos agrícolas mostraram boa capacidade de conservação da biodiversidade arbórea, evidenciada principalmente pela alta heterogeneidade de espécies encontradas entre os tipos de uso da terra. Contudo, é importante considerar quais espécies devem compor os cultivos inseridos nos mosaicos agrícolas. A introdução de espécies arbóreas nos cultivos, como o plantio de *Theobroma cacao* associado ao *Schizolobium amazonicum*, mostrou densidade de regeneração arbórea similar à encontrada nas florestas e podem contribuir para manutenção da biodiversidade arbórea e, a longo prazo, favorecer a recuperação florestal das áreas em pousio.