**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Alterações na legislação brasileira de manejo florestal e seus efeitos na
distribuição espacial e polinização de espécies madeireiras amazônicas**

Vanessa Erler Sontag

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2017**

Vanessa Erler Sontag
Engenheira Florestal

**Alterações na legislação brasileira de manejo florestal e seus efeitos na distribuição
espacial e polinização de espécies madeireiras amazônicas**
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **EDSON JOSÉ VIDAL DA SILVA**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Sontag, Vanessa Erler

Alterações na legislação brasileira de manejo florestal e seus efeitos na distribuição espacial e polinização de espécies madeireiras amazônicas / Vanessa Erler Sontag. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

75 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Manejo florestal sustentável 2. Exploração de impacto reduzido 3. Amazônia 4. Distância do vizinho mais próximo I. Título

DEDICATÓRIA

*A minha família e
todos meus professores.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que me ajudaram de alguma forma durante o mestrado e os dois anos anteriores ao seu início. É difícil nomear e enquadrar alguns em uma só categoria pois muitos, além de colegas, se tornaram grandes amigos. De qualquer forma, segue o meu agradecimento especial à algumas dessas pessoas (por favor, não considerem a ordem):

- Ao meu orientador Prof. Edson Vidal pela oportunidade, dedicação e orientação, por ter me ensinado sobre Manejo Florestal desde a graduação, por ter me dado a oportunidade de viajar pela primeira vez a Amazônia e aprender na prática o que é o Manejo e por ter me passado um pouco de sua calma e paciência;

- À minha família, em especial ao meu pai José Orlando, minha mãe Lilianne, meu irmão Eric, minha nonna Vittoria e minha avó Nair, que sempre me apoiaram e compreenderam a minha ausência principalmente durante a fase final do mestrado. Sem esquecer também das minhas irmãs de quatro patas Vick e Vallen;

- Ao meu noivo Ricardo Taniwaki, pela ajuda, paciência e presença em todos os momentos;

- À CAPES por conceder a bolsa de estudos que possibilitou a realização desse trabalho;

- Às empresas Mil madeiras, Agro cortex, Ebata e Made flona e ao Serviço Florestal Brasileiro pelo fornecimento dos dados deste trabalho. Em especial ao pessoal que tive contato direto no momento do pedido dos inventários e aqueles que tiveram o trabalho de coletar as informações de cada uma das 28.244 árvores utilizadas neste estudo.

- A todos os professores e pesquisadores que me ajudaram nos momentos de dúvidas e insegurança, em especial aos professores João Luís Ferreira Batista, Paulo Kageyama, Pedro Brancalion, Silvio Ferraz, Teresa Magro e Walter de Paula Lima e aos pesquisadores Alexandre Sebbenn, Aloisio Coelho Junior e Denise Alves.

- A todos os colegas e amigos do Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP): Paulo Guilherme (Garmin), Luciana, Luis, Carol, Ricardo (Xaulim), Andreia Erdmann, Daniel, Denise, Mónica, Paula, Fabricio, Leandro, Vanessa Moreno, Daniella, Carina (Flã), Fred, Nino, Renata, Caio e Maureen, Thais, Amelia,

Ary e GEPEM. Em especial ao Saulo e Danilo, pela colaboração no trabalho e a Marina, que mais que colega de laboratório se tornou uma grande amiga.

- À Andréia Moreno pela ajuda na genética, amizade, companheirismo (especialmente na viagem da Amazônia) e risadas, muitas risadas! E à Giovana, secretária da pós-graduação, organizadora de eventos e psicóloga nas horas vagas.

- À minha eterna família de Piracicaba República Poisé e às moradoras da recém fundada Pois Não, Belinho (Marina) e Frozoila (Estela), pelas risadas, amizade, compreensão, jantas e happy hours.

- Aos hidrologicamente sensíveis do Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF): Carol, Lara (Jãgs), Yuri, Renata, Cássio, Fred, Aline, Vinícius, Jéssica, Carlinha Chiles, Arthur, Clarissa, Maíra, Tomás, Laura, Luiz Salemi (Urso), Rodrigo Begotti, Rodrigo Hakamada e Michel. Em especial a Carlinha Cassiano que além de colega de laboratório dividiu um teto comigo em Pira e se tornou uma grande amiga.

- A todos que cuidaram da minha mente, em especial a psicóloga Elaine Kasten, e a acupunturista Carmen Zambrana.

- À ESALQ, em especial ao Departamento de Ciências Florestais e toda sua equipe pelo apoio e infraestrutura.

- À equipe do Instituto Floresta Tropical (IFT) e à EMBRAPA pelos cursos práticos que foram fundamentais para o aprimoramento dos meus conhecimentos em Manejo Florestal. E ao IMAFLORA pelos contatos das empresas.

EPÍGRAFE

"Nessa estrada não nos cabe conhecer ou ver o que virá/O fim dela ninguém sabe bem ao certo onde vai dar/Vamos todos numa linda passarela/De uma aquarela que um dia enfim/Descolorirá" (Vinicius de Moraes, Toquinho, Guido Morra e Maurizio Fabrizio)

Manilkara huberi

Centro de Treinamento em Manejo Florestal
Roberto Bauch - Paragominas - PA

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO.....	11
1.1. PROCEDIMENTOS DE MANEJO FLORESTAL MADEIREIRO APLICADOS NAS FLORESTAS NATIVAS BRASILEIRAS	12
REFERÊNCIAS	14
2. COMPORTAMENTO ESPACIAL DE TRÊS ESPÉCIES MADEIRAS EM QUATRO ÁREAS DE ESTUDO NA AMAZÔNIA	17
RESUMO	17
ABSTRACT	17
2.1. INTRODUÇÃO	18
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	20
2.2.1. Áreas de estudo.....	20
2.2.2. Banco de dados	21
2.2.3. Espécies estudadas.....	22
2.2.4. Cálculo da variável e forma de análise dos resultados	25
2.3. RESULTADOS	26
2.4. DISCUSSÃO	30
2.5. CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	39
3. EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO E SUAS CONSEQUÊNCIAS NA POLINIZAÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA AMAZÔNIA	47
RESUMO	47
ABSTRACT	47
3.1. INTRODUÇÃO	48
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	51
3.2.1. Áreas de estudo.....	51
3.2.2. Base de dados	52
3.2.3. Espécies estudadas.....	53
3.2.4. Simulação dos cenários de corte e forma de análise dos resultados.....	55
3.3. RESULTADOS	59
3.4. DISCUSSÃO	62
3.5. CONCLUSÕES	65
REFERÊNCIAS	66
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	75

RESUMO

Alterações na legislação brasileira de manejo florestal e seus efeitos na distribuição espacial e polinização de espécies madeireiras amazônicas

Conhecer o comportamento espacial e demográfico e a dinâmica genética das espécies madeireiras e manter uma distância entre as árvores que permita sua reprodução é essencial para o desenvolvimento de procedimentos de manejo que visem a conservação das espécies e garantia de estoques futuros de madeira. No entanto, quando uma área é explorada para fins madeireiros, as árvores remanescentes podem não ficar a uma distância viável a polinização. A legislação brasileira atual limita a exploração de espécies com baixa densidade de ocorrência e define alguns critérios para a escolha das árvores remanescentes, porém, eles levam em consideração apenas o número de indivíduos e não os fatores ecológicos e genéticos das espécies além de serem os mesmos aplicados a toda Amazônia. O objetivo deste trabalho foi analisar o comportamento espacial de três espécies madeireiras, a *Manilkara huberi*, a *Hymenaea courbaril* e o *Handroanthus serratifolius*, em quatro áreas de estudo na Amazônia brasileira a partir de inventários de empresas florestais e verificar a implicação das últimas mudanças ocorridas na legislação no processo de polinização dessas espécies. O trabalho foi dividido em duas partes. A primeira verificou se essas três espécies possuem o mesmo padrão espacial em diferentes regiões da Amazônia e discutiu a questão da raridade presente na legislação. Foi calculada a densidade e a matriz do vizinho mais próximo para todos os indivíduos antes do corte das três espécies em cada área de estudo e as distâncias plotadas em um gráfico quantil-quantil. Os resultados mostraram que a *Manilkara huberi* é uma espécie que pode ser encontrada em alta ou baixa densidade e em agregados ou não dependendo da região de ocorrência, diferente do *Handroanthus serratifolius* que apresenta uma densidade e padrão de distribuição semelhante independente da região de ocorrência. A *Hymenaea courbaril* permeia entre essas duas situações. Notou-se uma semelhança na distribuição das espécies entre as áreas próximas. A segunda parte analisou as consequências da alteração da legislação na distância entre as árvores remanescentes das três espécies e verificou se essa distância era viável para o processo de polinização. Foi simulado o corte a partir de cenários legislativos, em que apenas o diâmetro mínimo de corte (DMC) foi alterado. Os resultados mostraram que houve uma diminuição na distância entre árvores. A diminuição favoreceu o processo de polinização visto que os polinizadores precisam percorrer menores distâncias na busca por alimento. A legislação tem tomado um caminho mais conservativo, porém há muito o que ser desenvolvido, visto que cada espécie possui sua própria ecologia reprodutiva mas são manejadas da mesma forma.

Palavras-chave: Manejo florestal sustentável; Exploração de impacto reduzido; Amazônia; Distância do vizinho mais próximo

ABSTRACT

Changes in Brazilian forest management legislation and their effects on spatial distribution and pollination of Amazonian timber species

The information about the spatial and demographic behavior and the genetic dynamic of timber species and maintaining a distance between trees that allows their reproduction is essential for the development of management procedures to conserve species and guarantee future wood stocks. However, when an area is harvested for timber purposes, the remaining trees may not stay at a feasible distance for pollination. Current Brazilian legislation limits the exploitation of low-density species and defines some criteria for choosing the remaining trees. However, they take into account only the number of individuals and not the ecology and genetic aspects of the species. Besides, the same criteria are applied to the entire Amazon. The aim of this study was to analyze the spatial behavior of three timber species, *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril* and *Handroanthus serratifolius*, in four study areas in the Brazilian Amazon Forest. Companies inventories were used to verify the implication of the latest changes in the Brazilian legislation on the pollination process of these species. The study was divided into two parts. The first one verified if these three species have the same spatial pattern in different regions of the Amazon and discussed the rarity issue in the legislation. The density and the nearest neighbor distance matrix were calculated for all individuals before cutting for the three species in each study area and the distances were plotted on a quantile-quantile plot. The results showed that *Manilkara huberi* can be found in high or low density and aggregated or not depending on the region of occurrence. On the other hand, other than *Handroanthus serratifolius* populations present similar densities and distribution patterns despite region of occurrence. *Hymenaea courbaril* permeates between these two situations. The distribution of this species among nearby areas showed similarity. The second part of this work analyzed the consequences of changes in Brazilian forest management legislation on the distance between the remaining trees of the three species and verified whether this distance was feasible for the pollination process. The cutting was simulated based on two legislative scenarios, in which only the minimum cut diameter (MCD) was changed. The results showed that there was a decrease in the distance between trees due to the increase of the density of remaining individuals. The distance decrease favored the pollination process, since pollinators need to travel shorter distances searching for food. Brazilian forest legislation has taken a more conservative path, but there is still much to be developed, since each species has its own reproductive ecology, even so are managed the same way.

Keywords: Sustainable forest management; Reduced impact logging; Amazon; Nearest neighbor distance

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo e objeto de estudo de diversos pesquisadores devido a sua alta biodiversidade, complexidade e valor, tanto econômico quanto ambiental. Existem muitas informações a respeito da flora amazônica, porém, não há conhecimento suficiente sobre a distribuição das espécies, diversidade, composição e interações interespecíficas (MILLIKEN et al., 2010). A região sofre diversas pressões que impulsionam o desmatamento. Dentre as principais estão o rápido crescimento populacional, a mudança do padrão espacial do desmatamento que, devido a construção de novas estradas saiu do arco do desmatamento nas fronteiras com os estados do Centro-oeste do país para o coração da floresta, incêndios e exploração madeireira e mineração industrial.

De abril de 2016 a abril de 2017 foram desmatados 138.880 ha e degradados 363.600 ha de floresta (FONSECA et al., 2017). A degradação florestal é uma mudança nas características da floresta causada por uma perturbação antrópica ou natural de forma a afetar negativamente a provisão de bens e serviços (FAO, 2011). A exploração madeireira, quando realizada de forma intensiva, é um dos causadores da degradação florestal. Por isso, em alguns países, existe uma legislação específica que define limites para exploração madeireira. No caso do Brasil, o grande problema dessa legislação é que ela é aplicada da mesma forma em toda a Amazônia, sem considerar as diferentes tipologias florestais existentes, e as regras servem para todas as espécies, sem levar em consideração a distribuição espacial, biologia e ecologia de cada uma.

O padrão de distribuição da espécie e sua densidade de ocorrência são moldados por fatores como clima (ENGELBRECHT et al., 2007), relevo, solos, hidrografia (CONDIT et al., 2000), dispersão (JARA-GUERRERO et al., 2015), polinização, recrutamento, etc. As árvores mais velhas foram selecionadas por esses fatores e se estabeleceram em um arranjo harmônico com o ambiente em que estão inseridas. Esse arranjo é estudado no capítulo 1 dessa dissertação em que procura-se entender se ele é intrínseco à espécie ou se é definido pelo local de ocorrência.

As árvores estabelecidas e em idade reprodutiva passam as informações genéticas, que foram cuidadosamente selecionadas, para as próximas gerações por meio do processo de polinização, e assim o capítulo 2 dessa dissertação discute se

a legislação brasileira sobre o manejo florestal madeireiro tem contribuído ou não para esse processo.

Portanto, o objetivo geral desse trabalho é analisar o comportamento espacial de três espécies madeireiras amazônicas, a *Manilkara huberi*, a *Hymenaea courbaril* e o *Handroanthus serratifolius*, em quatro áreas de estudo na Amazônia e verificar a implicação das últimas mudanças ocorridas na legislação no processo de polinização dessas espécies.

1.1. Procedimentos de manejo florestal madeireiro aplicados nas florestas nativas brasileiras

Para facilitar o entendimento da pesquisa faremos uma breve descrição dos procedimentos de manejo que são aplicados nas florestas nativas brasileiras.

A exploração de florestas nativas na Amazônia Legal poderá ser realizado mediante a apresentação de alguns documentos aos órgãos ambientais responsáveis, cumprimento das legislações federais e estaduais e emissão de autorizações. A exploração pode ser feita em florestas públicas ou particulares e por detentores individuais, empresariais ou comunitários (comunidades, assentamentos, cooperativas e associações de moradores).

Primeiramente o órgão competente irá analisar a viabilidade jurídica do Manejo Florestal Sustentável na área por meio de imagens de satélite e emitirá a Autorização Prévia à Análise Técnica de Plano de Manejo Florestal Sustentável (APAT). Nessa etapa o proponente deverá apresentar o mapa da área total da propriedade com as coordenadas dos vértices juntamente com outros documentos pessoais e da propriedade. O órgão competente verificará a documentação da propriedade e do proponente e, por meio de imagens de satélite, se a propriedade está sobreposta a terras indígenas, unidades de conservação e áreas militares e se existe cobertura florestal (BRASIL, 2006b).

Em seguida, o proponente deverá apresentar o Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), documento técnico que contém as informações ambientais da área a ser explorada e as diretrizes e procedimentos para a administração da floresta seguindo os princípios do manejo florestal sustentável definido pela lei (BRASIL, 2009). No PMFS é apresentado o macrozoneamento de toda a

propriedade contendo as Áreas de Preservação Permanente (APPs), a área de Reserva Legal (RL), a área destinada a exploração florestal e áreas destinadas a outros usos. A área destinada a exploração floresta é chamada de Unidade de Manejo Florestal (UMF) e contém subdivisões chamadas de Unidade de Produção Anual (UPA). As UPAs são as áreas a serem exploradas em um ano. Uma UMF pode conter de uma a várias UPAs, de acordo com o tamanho da propriedade e a capacidade operacional do empreendimento (IFT, [s.d.]). O PMFS também deverá conter a lista de espécies a serem manejadas, a intensidade de corte e a produção anual estimada em metros cúbicos. Essas informações são obtidas por meio de um inventário amostral prévio realizado na propriedade. Atualmente, a intensidade de corte máxima permitida nos PMFS plenos (que utilizam máquinas) é de 30 m³/ha.

Após a análise e aprovação do PMFS o proponente deverá apresentar o Plano Operacional Anual (POA), documento especificando as atividades a serem realizadas em um ano em uma UPA. O POA contém o macrozoneamento da UPA e suas subdivisões operacionais, chamadas de Unidade de Trabalho (UT). Geralmente, as UTs possuem 100 hectares mas não há uma regra (IFT, [s.d.]). O POA deverá conter o inventário 100%, também chamado de censo florestal, das UTs da UPA. O censo florestal deverá ser realizado em todas as árvores comerciais ou potencialmente comerciais de diâmetro à altura do peito (DAP) 10 cm abaixo do diâmetro mínimo de corte (DMC), que é o diâmetro mínimo de uma árvore a partir do qual já é permitido seu corte de acordo com a lei. Atualmente, o DMC deverá ser definido com base em estudos técnicos porém, como para a maioria das espécies essa informação ainda não foi definida, ficou estipulado o DMC de 50 cm (BRASIL, 2006a). O censo deverá conter a localização das árvores, espécie, DAP, altura e qualidade de fuste. Assim como o destino (corte ou remanescente) e outras informações que possam ser relevantes como indivíduos porta-sementes, protegidos por lei, que contém ninhos, ocos, etc. (IFT, [s.d.]).

Após a aprovação do POA é emitida a Autorização para Exploração (AUTEX), que autoriza a exploração daquela UPA presente no POA e especifica as espécies que serão exploradas, número de indivíduos, volume a ser explorado por espécie e volume total a ser explorado na UPA. O volume total não pode ser maior que a intensidade máxima de corte permitida por lei.

Referências

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº406 de 2 de fevereiro de 2009. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 26, 6 fev. 2009.Seção I, p. 100.

_____. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº5 de 11 de dezembro de 2006a. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFS nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 238, 13 dez. 2006.Seção I, p. 155-159.

_____. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº4 de 11 de dezembro de 2006b. Dispõe sobre a Autorização Prévia à Análise Técnica de Plano de Manejo Florestal Sustentável – APAT, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 238, 13 dez. 2006.Seção I, p. 154-155.

CONDIT, R. et al. Spatial Patterns in the Distribution of Tropical Tree Species. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1414–1418, 26 maio 2000.

ENGELBRECHT, B. M. J. et al. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature**, v. 447, n. 7140, p. 80–82, 3 maio 2007.

FAO. **Assessing forest degradation: Towards the development of globally applicable guidelines** Forest Resources Assessment. Roma: [s.n.].

FONSECA, A. et al. **Boletim do desmatamento da Amazônia Legal (abril de 2017) SAD** Belém – PA, Imazon, 2017.

IFT (INSTITUTO FLORESTA TROPICAL). **Manejo Florestal e Exploração de Impacto Reduzido em Florestas Naturais de Produção da Amazônia**, [s.d.].

JARA-GUERRERO, A. et al. Does spatial heterogeneity blur the signature of dispersal syndromes on spatial patterns of woody species? A test in a tropical dry forest. **Oikos**, v. 124, n. 10, p. 1360–1366, out. 2015.

MILLIKEN, W. et al. Amazon vegetation : how much don't we know and how much does it matter? **Kew Bull**, v. 65, n. 4, p. 691–709, 21 dez. 2010.

2. COMPORTAMENTO ESPACIAL DE TRÊS ESPÉCIES MADEIRAS EM QUATRO ÁREAS DE ESTUDO NA AMAZÔNIA

Resumo

Conhecer o comportamento espacial das espécies madeireiras é fundamental para o desenvolvimento de procedimentos de manejo que visem a conservação das espécies e garantia de estoques futuros de madeira. A legislação brasileira atual limita a exploração de espécies com baixa densidade de ocorrência (raras) e define os mesmos critérios de exploração para toda a Amazônia. O objetivo desse capítulo é verificar se três espécies madeireiras, a *Manilkara huberi*, a *Hymenaea courbaril* e o *Handroanthus serratifolius*, possuem o mesmo padrão espacial em diferentes regiões da Amazônia e discutir a questão da raridade presente na legislação. Foram utilizados censos florestais de quatro áreas, duas ao nordeste e duas a sul e sudoeste da Amazônia. Foi calculada a densidade e a matriz do vizinho mais próximo para todas as espécies em cada área de estudo e as distâncias plotadas em um gráfico quantil-quantil. Os resultados mostraram que a *Manilkara huberi* é uma espécie que pode ser encontrada em alta ou baixa densidade e em agregados ou não dependendo da região de ocorrência, diferente do *Handroanthus serratifolius* que apresenta uma densidade e padrão de distribuição semelhante independente da região de ocorrência. A *Hymenaea courbaril* permeia entre essas duas situações. Não foi realizada nenhuma análise com covariáveis da paisagem, porém, notou-se uma semelhança na distribuição das espécies entre as áreas próximas. Portanto, é importante que sejam definidos critérios de exploração diferente para cada grupo de espécies e locais da Amazônia, visto que existem diferenças na distribuição espacial das espécies.

Palavras-chave: Manejo florestal Sustentável; Amazônia; Distância do vizinho mais próximo

Abstract

The information about the spatial behavior of timber species is fundamental for the development of management procedures targeting the conservation of species and the guarantee of future wood stocks. Brazilian forest legislation limits the exploitation of low-density species and defines the same exploitation criteria for the entire Amazon. The aim of this chapter is to verify if three woody species, *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril* and *Handroanthus serratifolius*, have the same spatial pattern in different amazon regions and discuss the rarity concept in the legislation. Forest inventories were analyzed from two areas in the northeast and two

areas in the south and southwest of the Brazilian Amazon. The density and the nearest neighbor distance matrix were calculated for all species in each study area and the distances plotted on a quantil-quantil plot. The results showed that *Manilkara huberi* can be found in high or low density and aggregated or not depending on the region of occurrence. On the other hand, *Handroanthus serratifolius* showed low density and same distribution pattern independent of the region of occurrence. *Hymenaea courbaril* permeates between these two situations. The effects of landscape covariates were not assessed in the distribution patterns, however, we noticed a similarity in the species distribution between the surrounding areas. Therefore, it is important to create different exploitation criteria for each group of species and locations of the Amazon, since there are differences in the spatial pattern and species density.

Keywords: Sustainable forest management; Amazon; Nearest neighbor distance

2.1. Introdução

Apesar da floresta amazônica ser amplamente estudada as complexas interações entre indivíduos ainda não é bem conhecida, dada a sua ampla extensão, e grande biodiversidade (MILLIKEN et al., 2010). A Amazônia possui cerca de 16.000 espécies arbóreas, dessas, 1,4% são hiperdominantes e correspondem a 50% da abundância total das árvores, enquanto que as 11.000 espécies mais raras correspondem a 0,12% da abundância total (TER STEEGE et al., 2013).

O que limita o sucesso de estabelecimento de uma planta e a torna rara é o clima, particularidades do habitat e a competição com outras espécies (GRIGGS, 1940). Existem diversos conceitos ecológicos de raridade e um bastante utilizado na literatura é o de Rabinowitz. (1981, apud BENAYAS et al. 2010), que diz que sete das oito combinações de alguns critérios enquadram as espécies como raras. Esses critérios são a distribuição geográfica (ampla ou pequena), a especificidade do habitat (ampla ou restrita) e o tamanho populacional (abundante em alguns locais e esparsa em todos os locais), portanto, as espécies comuns são aquelas que combinam ampla distribuição geográfica, ocupação de diferentes tipos de habitat e grande tamanho populacional, as demais combinações enquadram as raras.

Na legislação brasileira sobre o manejo de espécies nativas madeireiras na Amazônia, o critério utilizado para definir a raridade de uma espécie e sua forma de manejo é a densidade no local onde será realizado a exploração, ou seja, considerando os três critérios anteriores, apenas o tamanho populacional é levado

em consideração. Quando uma espécie possui menos de 3 indivíduos a cada 100 hectares por Unidade de Trabalho (UT) ela não pode ser explorada, se outra UT apresentar mais que 3 indivíduos a cada 100 ha, poderá ser cortado 10% do total, desde que deixado no mínimo 3 indivíduos a cada 100 hectares naquela UT (BRASIL, 2007; BRASIL, 2006). Portanto, entender como as espécies se distribuem, é essencial para determinar limites de exploração a fim de sua proteção (EBERT; DA COSTA; BRONDANI, 2016; SCHULZE et al., 2008a).

A combinação de diversos fatores como dispersão (JARA-GUERRERO et al., 2015), herbivoria, doenças, habitat (CONDIT et al., 2000), sensibilidade a alterações climáticas (ENGELBRECHT et al., 2007) e características do solo determinam a estrutura espacial em escalas regionais e locais. O efeito do habitat é determinante no comportamento espacial das espécies arbóreas e os resultados sofrem influência da escala e localização das amostras na paisagem (CHENG et al., 2014; JARA-GUERRERO et al., 2015). Na maioria das vezes é encontrado uma dependência de fatores da paisagem e habitat e uma distribuição agregada em pequena escala que se perde quando a escala aumenta (LAN et al., 2012; ZHANG et al., 2010).

Em escalas menores, o tipo de dispersão de sementes e polinização podem influenciar a densidade de indivíduos jovens (EBERT; DA COSTA; BRONDANI, 2016). Em alguns casos, as espécies raras ocorrem de forma mais agregada devido a dispersão de sementes (HUBBELL, 1979). A presença ou ausência de herbívoros assim como fatores do microclima, como luz e disponibilidade de água, e tipo de germinação da semente definem o sucesso das plântulas e sua abundância (GRUBB, 1977; GUARIGUATA; A. PINARD, 1998). A competição por recursos como água, luz e a morte de outros indivíduos por senescência ou perturbação do habitat garante o recrutamento dos indivíduos jovens e define a distribuição das árvores adultas (COLLEVATTI et al., 2014; CRAWLEY; ROSS, 1990).

O objetivo desse capítulo é verificar se as espécies possuem o mesmo comportamento espacial nas diferentes regiões da Amazônia e discutir a questão do uso da densidade de indivíduos (raridade) como limite de corte na legislação sobre Manejo Florestal Madeiro. A hipótese levantada é de que uma mesma espécie não apresenta o mesmo comportamento espacial e densidade em diferentes regiões da Amazônia brasileira.

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Áreas de estudo

Esse estudo foi realizado na Amazônia Legal em quatro áreas de estudos. As áreas **A** e **B** localizam-se na Amazônia Central e as áreas **C** e **D** no limite da Amazônia Ocidental com o Arco do Povoamento Adensado. Essa divisão da Amazônia em macrorregiões foi feita de acordo com tendências demográficas, alterações no padrão de uso da terra, economia e pressões ao povoamento pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) no Plano Amazônia Sustentável. O plano propõe um conjunto de diretrizes visando o desenvolvimento sustentável da Amazônia visando valorizar a diversidade sociocultural, ecológica e redução das desigualdades sociais (BRASIL, 2008). As áreas **A** e **C**, localizam-se no estado no Amazonas, a área **A** a nordeste do estado, próxima a divisa com o estado do Pará e a **C** a sudoeste do estado próxima a divisa com o estado do Acre. A área **B** localiza-se ao noroeste do estado do Pará, próxima a divisa com o estado do Amazonas e a área **D** ao norte do estado de Rondônia próxima a divisa com o estado do Amazonas (Figura 1).

Figura 1. Mapa com a localização das áreas de estudo na Amazônia Legal. As áreas **A** e **B** se localizam na Amazônia Central e as áreas **C** e **D** no limite entre a Amazônia Ocidental e o Arco do Povoamento Adensado.

A área de estudo **A** possui aproximadamente 34.854,17 ha e localiza-se entre as latitudes 2°33'9"S e 2°46'51"S e entre as longitudes 58°16'24"O e 58°31'15"O. O clima é o Af (tropical úmido ou superúmido sem estação seca) (ALVARES et al., 2014) com precipitações maiores nos meses de fevereiro a maio e temperatura média de 27,4°C (Embrapa, 2003). O solo é o latossolo amarelo e abrange áreas de Floresta Ombrófila Densa Submontana com Dossel Emergente e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas com Dossel Emergente (IBGE, 2017).

A área de estudo **B** possui aproximadamente 1.047,09 ha e localiza-se entre as latitudes 1°34'45"S e 1°37'20"S e entre as longitudes 56°8'55"O e 56°10'58"O. O clima é o Am (tropical úmido ou subúmido), mas fica perto da divisa com o clima Af (tropical úmido ou superúmido sem estação seca) (ALVARES et al., 2014) com precipitações maiores de fevereiro a maio e temperatura média de 25,1°C (Embrapa, 2003). O solo é o latossolo amarelo e está em área de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas com Dossel Emergente (IBGE, 2017).

A área de estudo **C** possui aproximadamente 11.725,09 ha e localiza-se entre as latitudes 8°32'42"S e 8°41'25"S e entre as longitudes 69°9'6"O e 68°57'46"O. O clima é o Am (tropical úmido ou subúmido) e também está próxima a divisa com o clima Af (tropical úmido ou superúmido sem estação seca) (ALVARES et al., 2014) com uma estação seca de curta duração (Embrapa, 2017). O solo é o podzólico vermelho-amarelo e abrange áreas de Floresta Ombrófila Aberta Submontana de Bambus e Floresta Ombrófila Densa Aluvial com Dossel Uniforme (IBGE, 2017).

A área de estudo **D** possui aproximadamente 1.250,00 ha e localiza-se entre as latitudes 8°31'36"S e 8°34'20"S e entre as longitudes 62°53'1"O e 62°51'38"O. O clima é o Am (tropical úmido ou subúmido) (ALVARES et al., 2014) com precipitações maiores nos meses de dezembro a março e temperatura média de 25,1°C (Embrapa, 2003). O solo é o latossolo amarelo e a vegetação é Floresta Ombrófila Aberta Submontana com Palmeiras (IBGE, 2017).

As quatro áreas juntas somam 48.876,35 ha.

2.2.2. Banco de dados

Os dados utilizados no trabalho foram os pontos de localização das árvores fornecidos por empresas florestais que exploram madeira nativa na Amazônia.

Como descrito no item 2.2.1., o inventário é requerido por lei e faz parte do processo para obtenção da licença de exploração. O inventário foi realizado em todas as árvores de DAP (diâmetro a altura do peito) acima de 40 centímetros. A aquisição dos pontos foi realizada com modelos de GPS cujo erro é de até 10 metros, porém, deve-se considerar que em baixo de copas esse erro pode ser maior podendo chegar a 14 metros (VENANCIO; DISPERATI; NEVES, 2010) ou um pouco mais dependendo da densidade da copa e tempo de coleta dos dados (NÆSSET, 2001). Apesar do erro, esses dados são importantes para o entendimento do comportamento espacial das espécies na Amazônia, visto que são realizadas amostragens pequenas na maioria dos estudos como, por exemplo, 185 ha em Ebert et al. (2016), e 20 ha em Lan et al. (2012).

2.2.3. Espécies estudadas

As três espécies selecionadas para o trabalho foram a *Manilkara huberi* (Ducke) Standl. (The Plant List, 2010) - massaranduba ou maçaranduba, a *Hymenaea courbaril* L. (The Plant List, 2010) - jatobá e o *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S. O. Grose (The Plant List, 2010) - ipê-amarelo. A escolha dessas espécies seguiu os seguintes critérios:

- (1) Espécies de interesse econômico
- (2) Espécies que não oferecem confusão quanto a nomenclatura.
- (3) Espécies de famílias distintas.

(4) Espécies que possuem diferentes graus de abundância. Sendo a *Manilkara huberi* considerada de densidade alta, a *Hymenaea courbaril* considerada de densidade intermediária e o *Handroanthus serratifolius* de densidade baixa.

Ainda que o critério 2 tenha sido considerado, deve-se levar em consideração que pode haver erros com relação a identificação a nível de espécie, apesar da confiabilidade aumentar gradualmente com o DAP, sendo encontrado 85% de confiabilidade para DAP maior ou igual a 50 cm (GUITET et al., 2014). A classificação das espécies de acordo com sua abundância (critério 4) foi realizada de acordo com conhecimento de pesquisadores e literatura (Embrapa Amazônia Oriental, 2004), porém, embora a disponibilidade de inventários e o avanço nas pesquisas tenham respondido algumas questões a respeito da distribuição e abundância das espécies, elas são baseadas em modelos e estimativas

(MOSCOSO; ALBERNAZ; SALOMÃO, 2013; SCHULZE et al., 2008b; TER STEEGE et al., 2013).

Manilkara huberi (Figura 2) é uma árvore nativa da Amazônia que atinge de 30 a 50 m de altura e de 1 a 3 m de DAP (LEÃO, 2011). É uma das espécies de maior ocorrência na Amazônia (AZEVEDO et al., 2007), principalmente em regiões de terra firme de até 700 m de altitude (Embrapa Amazônia Oriental, 2004). É considerada uma espécie clímax de dossel com madeira dura e resistente o que gera bastante pressão de exploração. Assim como a floração, a produção de frutos também é supra-anual e em massa a cada 4 ou 5 anos e os principais animais que se alimentam e dispersam as sementes são os primatas (LEÃO, 2011; RATIARISON; FORGET, 2011). seus principais polinizadores são moscas dos gêneros *Ornidia* e *Eristalis* e abelhas nativas de tamanho médio dos gêneros *Melipona*, *Trigona*, *Aparatrigona*, *Plebeia*, *Exomalopsis*, *Augochloropsis*, *Pseudoaugochloropsis* e *Augochlora* (MAUÉS, 2007).

Figura 2. Partes da *Manilkara huberi*. A: copa; B: fuste; C: parte de trás da folha que possui uma cor dourada que caracteriza a espécie; D: fase feminina da flor; E: fase masculina do flor; F: flor após fertilização; G: fruto (Embrapa Amazônia Oriental, 2004).

Hymenaea courbaril (Figura 3) é uma espécie hermafrodita de ampla distribuição, mas que ocorre de baixa e média densidade (LACERDA; KANASHIRO; SEBBENN, 2008b). Ela pode atingir até 45 m de altura e 3 m de DAP, considerada uma espécie emergente que ultrapassa o dossel da florestal (SCHULZE, 2003). A dispersão de sementes é realizada principalmente por roedores do gênero *Myoprocta*, que conseguem abrir o fruto, consumir a polpa e enterrar as sementes, diferente de outros animais que se alimentam do fruto e engolem a semente ou a deixam na superfície do solo (ASQUITH et al., 1999). A polinização é feita por morcegos nectarívoros (CARNEIRO et al., 2011).

Figura 3. Partes da *Hymenaea courbaril*. A: visão geral; B: fuste; C: frutos; D: sementes; E: frutos; F: folhas em detalhe; G: parte da frente folhas; H: flores (SILVA, W., LOPES, A. & BEZERRA, 2011).

O *Handroanthus serratifolius* (Figura 4) atinge até 50 m de altura e 2 m de DAP e também é uma espécie emergente (SCHULZE, 2003). Suas flores são tubulares e amarelas e o fruto apresenta uma capsula reta e com protuberâncias enrugadas (ALVES et al., 2013). Suas sementes são produzidas anualmente ou entre anos, pequenas, dispersas pelo vento e que germinam logo após a chuva, pois não é possível serem mantidas em um banco de sementes (SCHULZE, 2003). A espécie é amplamente distribuída pela Amazônia ocorrendo em baixa densidade em

grande parte da Amazônia mas com densidade relativamente alta no sul e sudoeste da Amazônia (SCHULZE et al., 2008a). A polinização do *Handroanthus serratifolius* é realizada por abelhas grandes, como *Bombus* spp., *Xylocopa* spp., *Centris* spp. (COLLEVATTI et al., 2014).

Figura 4. Partes do *Handroanthus serratifolius*. A: visão geral; B: flores; C: fruto; D: fuste; E: madeira; F: sementes (LORENZI, 1992).

2.2.4. Cálculo da variável e forma de análise dos resultados

A matriz da distância do vizinho mais próximo foi calculada em cada área de estudo para cada espécie e os resultados plotados em um gráfico quantil-quantil. A utilização da medida direta da distância foi escolhida em contrapartida aos métodos de análise de padrão espacial de pontos como Ryley e Pair Correlation Function, pois os resultados destes últimos são fortemente influenciados pela escala e localização de amostragem (GARZON-LOPEZ et al., 2014) e não permitem uma comparação entre os cenários, sendo apenas descritivos. A área **A** foi colocada no eixo x como controle por ser a maior área de estudo, e as demais foram plotadas no eixo y e comparadas a ela.

2.3. Resultados

A hipótese de que as espécies não possuem o mesmo comportamento espacial nas diferentes áreas de estudo foi confirmada para a *Manilkara huberi* e para a *Hymenaea courbaril*, já o *Handroanthus serratifolius* se aproximou de um comportamento espacial constante nas quatro áreas de estudo. Como a área **A** foi utilizada como situação controle, os pontos ficaram alinhados em 45 graus (Figura 5).

No caso da *Manilkara huberi*, notaram-se padrões de agregação distintos entre as áreas de estudos. A distância entre os vizinhos mais próximos foi maior nas áreas **C** e **D**, pois os pontos se aproximam do eixo y e menor na área **B**, pois os pontos se aproximam do eixo x. A proporção de indivíduos com vizinhos distantes até aproximadamente 25 metros é a mesma nas áreas **C** e **D** e a proporção de indivíduos com vizinhos distantes até aproximadamente 15 metros é a mesma nas áreas **A** e **B**.

O padrão de agregação da *Hymenaea courbaril* é mais semelhante nas quatro áreas de estudo do que o observado na *Manilkara huberi*, porém nota-se que nas áreas **A** e **C** as árvores estão mais distantes entre si do que na área **B**. A proporção de indivíduos com vizinhos distantes até 50 metros é a mesma nas três áreas de estudos. A partir dessa distância, a área **C** continua com proporções de indivíduos com vizinhos distantes semelhante a área **A** até 400 metros, mas a área **B** mantém maior quantidade de indivíduos próximos entre si.

O *Handroanthus serratifolius* apresentou um padrão de agregação e distância do vizinho mais próximo semelhante nas quatro áreas de estudo. A proporção de indivíduos com vizinhos distantes até 150 metros é quase a mesma nas quatro áreas de estudos, a partir dessa distância, existiu uma variação, porém, pequena em relação às outras duas espécies estudadas.

As distribuições dos pontos de localização das árvores podem ser observadas nos mapas da Figura 6.

Figura 5. Gráficos quantil-quantil da distribuição das distâncias do vizinho mais próximo das áreas de estudo A, B, C e D para a *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril* e *Handroanthus serratifolius*.

Figura 6. Mapa com a distribuição dos indivíduos de cada espécie em cada área de estudo.

Apesar da *Hymenaea courbaril* apresentar comportamentos diferentes nas áreas de estudo, essa espécie foi a que variou menos em relação a média e a mediana da distância do vizinho mais próximo, 64,97 metros e 49,18 metros, respectivamente. A *Manilkara huberi* foi a espécie que teve maior variação na média e na mediana do vizinho mais próximo, 261,84 metros e 180,71 metros, respectivamente. O *Handroanthus serratifolius* teve variação de 93,16 metros na média e 84,61 metros na mediana da distância do vizinho mais próximo (Tabela 1).

Tabela 1. Número total de indivíduos corrigido (N), média da distância do vizinho mais próximo (média) e mediana da distância do vizinho mais próximo (mediana) em metros encontradas por espécie nas quatro áreas de estudo.

Áreas de estudo	Espécies	N	média	mediana
A	<i>Manilkara huberi</i>	18673	41,47	29,02
	<i>Hymenaea courbaril</i>	2331	135,22	98,23
	<i>Handroanthus serratifolius</i>	905	234,56	165,85
B	<i>Manilkara huberi</i>	4129	23,67	21,02
	<i>Hymenaea courbaril</i>	391	80,47	74,89
	<i>Handroanthus serratifolius</i>	49	178,45	136,24
C	<i>Manilkara huberi</i>	231	285,51	201,73
	<i>Hymenaea courbaril</i>	1094	145,44	124,06
	<i>Handroanthus serratifolius</i>	292	271,60	220,86
D	<i>Manilkara huberi</i>	55	174,97	148,97
	<i>Hymenaea courbaril</i>	-	-	-
	<i>Handroanthus serratifolius</i>	94	196,39	163,25

As densidades encontradas também variaram mais para *Manilkara huberi* e *Handroanthus serratifolius* do que para *Hymenaea courbaril*. As diferenças entre a maior e menor densidade nas áreas de estudo foi de 3,92 ind.ha⁻¹ para *Manilkara huberi*, 0,3 ind.ha⁻¹ para *Hymenaea courbaril* e 0,06 ind.ha⁻¹ para *Handroanthus serratifolius* (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados das densidades de indivíduos por hectare de cada espécie nas áreas de estudo.

	Área A	Área B	Área C	Área D
<i>Manilkara huberi</i>	0,54	3,94	0,02	0,04
<i>Hymenaea courbaril</i>	0,07	0,37	0,09	-
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,03	0,05	0,02	0,08

As densidades encontradas próximas às áreas de estudo estão na Tabela 3.

Tabela 3. Resultados da densidade de indivíduos das três espécies estudadas em diferentes regiões na Amazônia

Região de estudo	<i>Manilkara huberi</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Handroanthus serratifolius</i>	Fonte
Amazônia Central	2,4 ind.ha ⁻¹			(SCHWARTZ et al., 2014)
Amazônia Central	4 ind.ha ⁻¹			(ESPÍRITO-SANTO et al., 2005)
Amazônia Central		0,14 - 0,6 ind.ha ⁻¹		(SCHULZE et al., 2008b)
Amazônia Ocidental		0,13 - 0,25 ind.ha ⁻¹		(SCHULZE et al., 2008b)
Amazônia Central			0,2 - 0,4 ind.ha ⁻¹	(SCHULZE et al., 2008a)
Amazônia Ocidental			> 0,4 ind.ha ⁻¹	(SCHULZE et al., 2008a)

2.4. Discussão

A Amazônia apresenta diferentes graus de temperatura, precipitação, tipos de solos e tipologias florestais ao longo de sua extensão. Apesar de estudos terem demonstrado um aumento na temperatura e variação na precipitação ao longo dos últimos anos existe uma variação climática gradual indo de locais mais secos a sudoeste a mais úmidos a nordeste (ALMEIDA et al., 2017; MALHI; WRIGHT, 2004). A *Manilkara huberi* pode ser uma espécie mais sensível a essas condições climáticas que a *Hymenaea courbaril* e o *Handroanthus serratifolius*, visto que apresentou padrões de distribuição e densidade opostos entre as áreas da Amazônia Central (**A** e **B**) e as áreas próximas à Amazônia Ocidental (**C** e **D**) que se localizam em regiões de climas distintos, um mais úmido e um mais seco, respectivamente.

A floresta é fisionomicamente parecida porém, a sua composição, também varia de local para local (PIREZ; PRANCE, 1985). As Florestas Ombrófilas Densas possuem maior biomassa e ausência de fatores que limitam o crescimento das espécies, como ausência ou excesso de água (PIREZ; PRANCE, 1985). O sul da bacia amazônica é coberta pela Floresta Ombrófila Aberta, que possui uma biomassa menor e árvores mais baixas. É dominada por espécies que ocorrem tipicamente em locais mais secos, como a *Guadua superba* que forma a floresta de

bambu, onde está localizada a área **C** e a *Attalea speciosa* e *Attalea maripa* que compõe a floresta de palmeiras, onde está a área **D** (IBGE, 2012).

Nesse estudo não foi realizada nenhuma análise com covariáveis ambientais mas é possível notar visualmente uma preferência da *Manilkara huberi* por um certo tipo de habitat, diferente das outras duas espécies estudadas. Os locais onde estão a maior parte dos agregados de alta densidade de *Manilkara huberi* na área **A** são áreas de Floresta Ombrófila Densa Submontana com Dossel Emergente, que possui maior biomassa e localiza-se nas encostas de planaltos ou serras, já a área **B** é coberta inteiramente por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas com Dossel Emergente (Figura 7).

As áreas **C** e **D** são cobertos por Floresta Ombrófila Aberta Submontana, menor biomassa e também em encostas de planaltos ou serras (IBGE, 2012). A área **C** possui Floresta Ombrófila Densa mas Aluvial, que é ao longo de rios, onde o solo é mais arenoso e com menos nutrientes (Figura 8).

Figura 7. Tipologias florestais da área **A** (três mapas para cada espécie a esquerda) e área **B** (três mapas para cada espécie a direita). Fontes: Projeto RADAMBRASIL (tipologias) e Serviço de observação dos controles geodinâmico, hidrológico e biogeoquímico da erosão/alteração e dos transportes de matérias nas bacias dos rios Amazonas, Orinoco e Congo (hidrografia)

Figura 8. Tipologias florestais da área **C** (três mapas para cada espécie a esquerda) e área **D** (três mapas para cada espécie a direita). Fontes: Projeto RADAMBRASIL (tipologias) e Serviço de observação dos controles geodinâmico, hidrológico e biogeoquímico da erosão/alteração e dos transportes de matérias nas bacias dos rios Amazonas, Orinoco e Congo (hidrografia)

A *Hymenaea courbaril* é uma espécie mais generalista em relação ao habitat, mas parece evitar solos mais arenosos ao longo de cursos d'água (GROGAN; SCHULZE, 2012). Nas áreas desse estudo não foi possível notar essa repulsão, mas notou-se que ela é melhor distribuída e que o local de maior densidade possui um tipo de solo diferente dos demais e é uma floresta aberta. Também é importante ressaltar a ausência da *Hymenaea courbaril* na área **D**. A única espécie desse gênero presente nessa área era a *Hymenaea parvifolia*. O *Handroanthus serratifolius* também demonstrou ser uma espécie mais generalista como a *Hymenaea courbaril* e as duas são consideradas emergentes de crescimento lento e as mudas intolerantes a sombra (MACPHERSON et al., 2012), isso pode ser um dos motivos da alta densidade de *Hymenaea courbaril* na área **C** com predominância de Floresta Ombrófila Aberta.

A diferença do padrão espacial da *Hymenaea courbaril* entre as áreas **A** e **B** pode ser explicado pelo tamanho e localização da amostra. Em um estudo na ilha de Barro Colorado no Panamá foi encontrado que quanto maior a amostra maior o tamanho e número de agregados, como no caso da área **A**, são raros e mais prováveis de serem selecionados quando a área da amostra é grande (GARZON-LOPEZ et al., 2014). Esse fato pode ser visto na Figura 9 onde o limite da área de estudo **B** foi rotacionado e posicionado sobre a região de maior densidade de árvores da área **A**. Os pontos ficaram quase que uniformemente distribuídos pela área, como na situação real da área **B**.

Figura 9. A: Limite da área de estudo **B** rotacionado e posicionado sobre a área de estudo **A**.

O tamanho e posição de amostra também pode ser um fator que gerou a diferença dos padrões nas áreas mais distantes. Na Figura 10, o limite da área de estudo **D** foi rotacionado e posicionado sobre a área **A** em uma região com menor densidade de pontos, ficando semelhante a situação real da área **D**.

Figura 10. Limite da área de estudo **D** rotacionado e posicionado sobre a área **A**.

A área **C** também e não apresentou os grandes agregados da área **A**, apesar da sua grande extensão. O limite dessa área foi rotacionado e posicionado

de forma a cobrir completamente a área **A** (Figura 11). É possível notar que grandes agregados foram contemplados e também locais com menor densidade de pontos.

Figura 11. Limite da área de estudo **C** rotacionado e posicionado sobre a área **A**.

Na escala local, um dos fatores que influenciam o comportamento espacial é a dispersão. Espécies com dispersão zoocórica como a *Manilkara huberi* e a *Hymenaea courbaril* podem apresentar padrões agregados quando o microclima permite o estabelecimento das mudas e a falta de competição e seleção o crescimento até a idade adulta. A *Hymenaea courbaril* é bastante dependente da dispersão por animais, pois sua semente é envolta por um fruto de casca dura e difícil de abrir, a semente dos frutos que caem com a gravidade consegue germinar, porém, as mudas ficam deformadas (ASQUITH et al., 1999). Foi observado que os roedores carregam os frutos por até no máximo 300 metros da planta-mãe, os macacos quebram e se alimentam dos frutos na própria planta-mãe e as aves conseguem carregá-las por distâncias mais longas (LACERDA; KANASHIRO; SEBBENN, 2008a). Isso pode explicar a presença de alguns agregados e ao mesmo tempo uma ampla e uniforme distribuição. A *Manilkara huberi* não é tão dependente dos animais, o sucesso do estabelecimento das sementes depende das características intrínsecas da semente ou do habitat (CHAUVET; FEER; FORGET, 2004; MENDOZA et al., 2015). Além disso, a espécie também é dispersa pela gravidade (VINSON et al., 2015a) que causa uma distribuição mais agregada

quando há disponibilidade de recursos e ausência de competição, como visto nas áreas **A** e **B**.

A dispersão anemocórica promove uma dispersão mais longa e sua eficácia é maior quanto a copa apresenta maiores alturas e quando a semente é menor e mais leve (HORN; NATHAN; KAPLAN, 2001), sendo essas características observadas no *Handroanthus serratifolius*. Os ventos horizontais na copa iniciam a dispersão e os ventos verticais fazem com que as sementes leves subam e percorram distâncias mais longas (TACKENBERG et al., 2003) além de provavelmente permitir um maior espalhamento das sementes pela área, que caracteriza o padrão de distribuição do *Handroanthus serratifolius* em todas as áreas de estudo.

A legislação brasileira atribui critérios de corte iguais para toda a Amazônia e para todas as espécies, sem levar em consideração as diferentes tipologias florestais presentes a ecologia de cada espécie, ou grupo de espécies. Além disso, o critério de “raridade” presente na lei é baseado na densidade de indivíduos, porém, o significado ecológico de raridade não diz respeito apenas a baixa densidade de ocorrência de uma espécie. Resumidamente, existem dois tipos de raridades ecológicas, as espécies de ampla distribuição regional, mas baixa densidade local e as espécies com baixa distribuição regional mas com uma alta densidade local (SCHULZE et al., 2008b). A lei deixa de proteger as espécies que se enquadram no segundo caso, que podem estar sofrendo a mesma ou até maior pressão e risco de extinção que as primeiras.

A *Manilkara huberi* é considerada uma espécie de alta densidade (AZEVEDO et al., 2008) (Embrapa Amazônia Oriental, 2004), porém, foi visto nesse estudo que apesar de nas áreas da Amazônia Central (**A** e **B**) ela realmente possuir alta densidade, nas áreas próximas à Amazônia Ocidental (**C** e **D**) sua densidade foi baixa. Em estudos na Amazônia Central foram encontradas altas densidades de indivíduos como 2,4 ind.ha⁻¹ (SCHWARTZ et al., 2014) e 4 ind.ha⁻¹ (ESPÍRITO-SANTO et al., 2005). Porém, não há estudos indicando a densidade dessa espécie em outros locais da Amazônia. No sul da Amazônia Ocidental a espécie ocorre em baixa densidade e muitas vezes nem atinge o limite de “raridade” presente na legislação (0,03 ind.ha⁻¹) e, por sua vez, acaba nem sendo explorada. A espécie considerada sua “substituta” pois que ocorre em alta densidade na região e é

explorada na mesma intensidade que a *Manilkara huberi* é explorada no Pará é a *Peltogyne paniculata*¹.

A *Hymenaea courbaril* é uma espécie considerada de média a baixa densidade. Nos estados do Amazonas e Rondônia foram encontradas densidade de 0,13 e 0,25 ind.ha⁻¹, e no Pará entre 0,14 e 0,6 ind.ha⁻¹ acima dos valores encontrados nesse trabalho (SCHULZE et al., 2008b).

O *Handroanthus serratifolius* é considerada uma espécie de baixa densidade. As áreas **A** e **B** estão em locais onde há média densidade de ocorrência, entre 0,2 e 0,4 ind.ha⁻¹, as áreas **C** e **D** estão em locais onde há densidade alta de ocorrência, acima de 0,4 ind.ha⁻¹ (SCHULZE et al., 2008a). Nesse estudo, as densidade encontradas ficaram abaixo desses valores.

2.5. Conclusão

A *Manilkara huberi* e a *Hymenaea courbaril* tiveram um comportamento espacial diferente e as densidades variaram consideravelmente nas regiões da Amazônia estudadas e o *Handroanthus serratifolius* apresentou um comportamento espacial mais constante e as densidades não tiveram grande variação, confirmando parcialmente a hipótese inicial deste estudo que previa que as espécies florestais não apresentavam o mesmo comportamento espacial e densidades nas diferentes regiões da Amazônia Brasileira. Seria muito importante que fosse analisado se todas as espécies comerciais possuem essa tendência de comportamento para contribuir melhor com o manejo florestal madeireiro.

O uso de covariáveis climáticas e da paisagem somadas às informações de ecologia, biologia e interações entre espécies permitiriam entender melhor a diferença no comportamento espacial das espécies estudadas, porém, as escalas das informações do habitat ainda são grosseiras e as informações da ecologia e biologia das espécies escassas.

As diretrizes e procedimentos do Manejo Florestal Sustentável presentes na legislação brasileira têm avançado ao longo dos anos, porém, a lei atual deixa de proteger as espécies com baixa distribuição regional mas com uma alta densidade local, visto que leva em conta a densidade das espécies na escala local, onde é

¹ Reunião ocorrida no dia 4 de novembro de 2015 em São Paulo - SP no escritório de uma concessão florestal que possui áreas de Manejo Florestal no estado de Rondônia.

realizado o manejo florestal da propriedade e não a densidade regional. A medida que estudos sobre a floresta são desenvolvidos a legislação deve ser reformulada. Duas sugestões são a criação de diferentes regras de manejo para grupo de espécies com características ecológicas semelhantes e a divisão da Amazônia em zonas de acordo com suas tipologias florestais. Para cada zona poderia ser recomendado diretrizes e procedimentos mais realistas para o manejo nas florestas tropicais nativas de forma a respeitar as diferentes características de cada região.

Referências

- ALMEIDA, C. T. et al. Spatiotemporal rainfall and temperature trends throughout the Brazilian Legal Amazon, 1973–2013. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 4, p. 2013–2026, mar. 2017.
- ALVES, M. F. et al. Self-sterility in the hexaploid *Handroanthus serratifolius* (Bignoniaceae), the national flower of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 714–722, dez. 2013.
- ASQUITH, N. M. et al. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 2, p. 299–235, mar. 1999.
- AZEVEDO, V. C. R. et al. Variabilidade no cpDNA em *Manilkara huberi*, espécie sob manejo sustentável na Amazônia brasileira. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 7, p. 859–867, jul. 2008.
- BENAYAS, J. M. R. et al. Commonness and Rarity : Theory and Application of a new model to mediterranean montane grasslands. v. 3, n. 1, p. 1–16, 2010.
- BRASIL. Presidência da República. Plano Amazônia Sustentável: diretrizes para o desenvolvimento sustentável da Amazônia Brasileira / Presidência da República. – Brasília: MMA, 2008. 112 p.

_____. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº2 de 27 de junho de 2007. Altera os dispositivos de Instrução Normativa nº 5, de 11 de dezembro de 2006, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 123, 28 jun. 2007. Seção I, p. 78.

_____. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº5 de 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFS nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 238, 13 dez. 2006. Seção I, p. 155-159.

CARNEIRO, F. S. et al. Effects of selective logging on the mating system and pollen dispersal of *Hymenaea courbaril* L. (Leguminosae) in the Eastern Brazilian Amazon as revealed by microsatellite analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 9, p. 1758–1765, nov. 2011.

CHAUVET, S.; FEER, F.; FORGET, P.-M. Seed fate of two Sapotaceae species in a Guianan rain forest in the context of escape and satiation hypotheses. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 1, 2004.

CHENG, X. et al. Point pattern analysis of different life stages of *Quercus liaotungensis* in Lingkong Mountain, Shanxi Province, China. **Journal of Plant Interactions**, v. 9, n. 1, p. 233–240, 2014.

COLLEVATTI, R. G. et al. High genetic diversity and contrasting fine-scale spatial genetic structure in four seasonally dry tropical forest tree species. **Plant Systematics and Evolution**, v. 300, n. 7, p. 1671–1681, 14 ago. 2014.

CONDIT, R. et al. Spatial Patterns in the Distribution of Tropical Tree Species. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1414–1418, 26 maio 2000.

- CRAWLEY, M. J.; ROSS, G. J. S. The Population Dynamics of Plants [and Discussion]. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 330, n. 1257, p. 125–140, 29 nov. 1990.
- EBERT, A.; DA COSTA, R. B.; BRONDANI, G. E. Spatial distribution pattern of *Mezilaureus itauba* (Meins.) Taub. Ex Mez. in a seasonal forest area of the southern Amazon, Brazil. **IForest**, v. 9, p. 497–502, 25 jan. 2016.
- Embrapa. (5 de Setembro de 2003). *Banco de Dados Climáticos do Brasil*. Fonte: Site da Embrapa: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/bdclima/>
- Embrapa Amazônia Oriental. (novembro de 2004). *Agência de Informação Embrapa*. Fonte: Site da Embrapa: https://dendro.cnptia.embrapa.br/Agencia1/AG01/arvore/AG01_64_309200411813.html
- ENGELBRECHT, B. M. J. et al. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature**, v. 447, n. 7140, p. 80–82, 3 maio 2007.
- ESPÍRITO-SANTO, F. D. B. et al. Análise da composição florística e fitossociológica da floresta nacional do Tapajós com o apoio geográfico de imagens de satélites. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 155–173, jun. 2005.
- GARZON-LOPEZ, C. X. et al. Effects of sampling scale on patterns of habitat association in tropical trees. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 2, p. 349–362, mar. 2014.
- GRIGGS, R. F. The Ecology of Rare Plants. **Source: Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 67, n. 7, p. 575–594, 1940.
- GROGAN, J.; SCHULZE, M. The Impact of Annual and Seasonal Rainfall Patterns on Growth and Phenology of Emergent Tree Species in Southeastern Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 44, n. 3, p. 331–340, maio 2012.

- GRUBB, P. J. The maintenance of species richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. **Biological Review**, v. 52, p. 107–145, 1977.
- GUARIGUATA, M. R.; A. PINARD, M. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 112, n. 1–2, p. 87–99, 1998.
- HORN, H. S.; NATHAN, R. A. N.; KAPLAN, S. R. Long-distance dispersal of tree seeds by wind. **Ecological Research**, v. 16, n. 5, p. 877–885, dez. 2001.
- HUBBELL, S. P. Tree Dispersion, Abundance, and Diversity in a Tropical Dry Forest. **Science, New Series**, v. 203, n. 4387, p. 1299–1309, 1979.
- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- IBGE. (2 de Março de 2017). *Índice de informações ambientais acervo RADAMBRASIL*. Fonte: Site do IBGE:
ftp://geofpt.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/acervo_radambrazil/
- JARA-GUERRERO, A. et al. Does spatial heterogeneity blur the signature of dispersal syndromes on spatial patterns of woody species? A test in a tropical dry forest. **Oikos**, v. 124, n. 10, p. 1360–1366, out. 2015.
- KOTTEK, M. et al. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259–263, 10 jul. 2006.
- LACERDA, A. E. B. DE L.; KANASHIRO, M.; SEBBENN, A. M. Effects of Reduced Impact Logging on genetic diversity and spatial genetic structure of a *Hymenaea courbaril* population in the Brazilian Amazon Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1034–1043, 2008a.
- LACERDA, A. E. B. DE L.; KANASHIRO, M.; SEBBENN, A. M. Long-pollen Movement and Deviation of Random Mating in a Low-density Continuous

- Population of a Tropical Tree *Hymenaea courbaril* in the Brazilian Amazon. **Biotropica**, v. 40, n. 4, p. 462–470, 22 fev. 2008b.
- LAN, G. et al. Spatial Distribution and Interspecific Associations of Tree Species in a Tropical Seasonal Rain Forest of China. **PLoS ONE**, v. 7, n. 9, 2012.
- LEÃO, N. V. M. Colheita de Sementes e Produção de Mudas de Espécies Florestais Nativas. **Embrapa Amazônia Oriental**, p. 1–52, 2011.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras Volume 1**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.
- MACPHERSON, A. J. et al. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. **Land Use Policy**, v. 29, n. 2, p. 339–350, abr. 2012.
- MALHI, Y.; WRIGHT, J. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, 2004.
- MAUÉS, M. M. Sistemas de polinização no dossel de uma floresta ombrófila densa na Amazônia. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, p. 1–3, 2007.
- MENDOZA, I. et al. Does masting result in frugivore satiation? A test with Manilkara trees in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 31, n. 6, 2015.
- MILLIKEN, W. et al. Amazon vegetation : how much don't we know and how much does it matter? **Kew Bull**, v. 65, n. 4, p. 691–709, 21 dez. 2010.
- NÆSSET, E. Effects of differential single- and dual-frequency GPS and GLONASS observations on point accuracy under forest canopies. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 67, n. 9, p. 1021–1026, 2001.
- PIREZ, J. M.; PRANCE, G. T. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: **Key Environments: Amazonia**. Pergamon Press., 1985. p. 109–115.

- RATIAISON, S.; FORGET, P.-M. Fruit availability, frugivore satiation and seed removal in 2 primate-dispersed tree species. **Integrative Zoology**, v. 6, n. 3, 2011.
- SCHULZE, M. et al. Evaluating ipê (Tabebuia, Bignoniaceae) logging in Amazonia: Sustainable management or catalyst for forest degradation? **Biological Conservation**, v. 141, n. 8, p. 2071–2085, ago. 2008a.
- SCHULZE, M. et al. How rare is too rare to harvest? **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1443–1457, set. 2008b.
- SCHULZE, M. D. **Ecology and behavior of nine timber tree species in Pará, Brazil : links between species life history and forest management and conservation**. Tese. The Pennsylvania State University, 2003.
- SCHWARTZ, G. et al. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 148–156, 2014.
- SILVA, W., LOPES, A. & BEZERRA, P. Ecologia , Manejo , Silvicultura e Tecnologia de Espécies Nativas da Mata Atlântica. **Espécies Nativas da Mata Atlântica**, v. 2, p. 1–21, 2011.
- TACKENBERG, O. et al. Assessment of Wind Dispersal Potential in Plant Species. **Source: Ecological Monographs Ecological Monographs**, v. 73, n. 732, p. 191–205, 2003.
- TER STEEGE, H. et al. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092–1243092, 18 out. 2013.
- The Plant List. (30 de maio de 2010). Versão 1. Fonte: Publicado na internet: <http://www.theplantlist.org>.
- VENANCIO, D. L.; DISPERATI, A. A.; NEVES, R. V. Mapeamento da *Araucaria angustifolia* utilizando receptores GPS. **Cerne**, v. 16, n. 3, p. 391–398, 2010.

VINSON, C. C. et al. Impacts of selective logging on inbreeding and gene flow in two Amazonian timber species with contrasting ecological and reproductive characteristics. **Molecular Ecology**, v. 24, n. 1, p. 38–53, jan. 2015.

ZHANG, J. et al. Spatial patterns and associations of six congeneric species in an old-growth temperate forest. **Acta Oecologica**, v. 36, n. 1, p. 29–38, 2010.

3. EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO E SUAS CONSEQUÊNCIAS NA POLINIZAÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA AMAZÔNIA

Resumo

A manutenção de uma distância entre árvores que permita sua reprodução é essencial para a regeneração da floresta e perpetuação das espécies. No entanto, quando uma área é explorada para fins madeireiros, as árvores remanescentes podem ficar a uma distância inviável a polinização. A Legislação Brasileira define alguns critérios para a escolha das remanescentes, porém, ela leva em consideração apenas o número de indivíduos e não os fatores ecológicos das espécies. Neste capítulo foi analisado a consequência da alteração da legislação na distância entre as árvores remanescentes de três espécies madeireiras, *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril* e *Handroanthus serratifolius*, e verificado se essa distância era viável para o processo de polinização. Foram utilizados dois cenários legislativos, em que apenas o diâmetro mínimo de corte (DMC) foi alterado, e feitas 100 simulações de corte para cada um deles. Os resultados mostraram que houve uma diminuição na distância entre árvores devido ao aumento da densidade de indivíduos remanescentes. A diminuição favorece o processo de polinização visto que os polinizadores precisam percorrer menores distâncias na busca por alimento. Os resultados mostraram que a legislação tem tomado um caminho mais conservativo, porém, há muito o que ser desenvolvido, visto que cada espécie possui sua própria ecologia reprodutiva, mas são manejadas como se elas fossem iguais.

Palavras-chave: Manejo florestal sustentável; Exploração de impacto reduzido; Amazônia; Distância do vizinho mais próximo

Abstract

The maintenance of a distance between trees that allows its reproduction is essential for the regeneration of the forest and the perpetuation of the species. However, when an area is harvested for timber purposes, the remaining trees may not present a feasible distance for pollination process. Brazilian forest legislation defines some criteria for choosing the remaining trees, but they consider only the number of individuals, omitting the ecological factors of the species. In this chapter, we analyzed the consequences of the changes in the legislation on the nearest neighbor distance between the remaining trees of three timber species, *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril* and *Handroanthus serratifolius*, and verified whether this distance was feasible for the pollination process. Forest companies inventories were used to simulate

the logging scenarios. Two legislative scenarios were simulated modifying only the minimum cutting diameter (mcd), and 100 cut simulations were made for each one of the scenarios. The results showed a decrease in the distance between trees because of the increase remaining individuals density. The decrease favored the pollination process since pollinators need to travel shorter distances searching for food. The results showed that the Brazilian forest legislation has taken a more conservative path, however, there is much to be developed, since each species has its own reproductive ecology, even so are managed in the same way.

Keywords: Sustainable forest management; Reduced impact logging; Amazon; Nearest neighbor distance

3.1. Introdução

O manejo florestal madeireiro é uma forma de gestão dos estoques futuros de madeira de grande importância econômica nas florestas tropicais e especialmente na região da Amazônia brasileira. Em 2013 foram extraídos em torno de 12,4 milhões de metros cúbicos de madeira em tora da Amazônia Legal com arrecadação de aproximadamente R\$ 1.759.008,00 (Serviço Florestal Brasileiro, 2015). Quando o manejo florestal utiliza práticas corretas, ele é considerado uma forma de conter o desmatamento (PUTZ et al., 2012), pois mantém a biodiversidade, as funções ecossistêmicas (BICKNELL et al., 2014; EDWARDS et al., 2014) e garante maior rentabilidade econômica que as florestas exploradas de forma convencional (BARRETO et al., 1998) fazendo com que o valor de mercado da terra aumente e a chance de conversão para outro uso do solo diminua (PUTZ et al., 2012).

O que há de mais avançado em relação às técnicas de manejo florestal madeireiro é o Manejo Florestal com Exploração de Impacto Reduzido (MF-EIR), que é a exploração da floresta de forma cuidadosa realizada por profissionais treinados a fim de minimizar os impactos causados principalmente no solo e na floresta remanescente (PINARD et al., 1995; PUTZ et al., 2008). No Brasil, as diretrizes de MF-EIR para as florestas de terra firme na Amazônia foram criadas em 1999 por meio de uma parceria entre instituições que possuem trabalhos na Amazônia (POKORNY et al., 2005). Dentre as diretrizes estão o planejamento das estradas considerando uma distância ótima entre elas e a topografia do terreno, levantamento detalhado de todas as árvores de interesse comercial, corte de cipós

um ano antes da colheita, planejamento dos pátios e ramais de arraste, direcionamento da queda das árvores, proteção da floresta remanescente contra fogo e tratamentos silviculturais como o plantio de enriquecimento nas clareiras (AMARAL et al., 1998; SABOGAL et al., 2000).

Todas essas ações contribuem para a redução dos danos causados na floresta em comparação com a exploração convencional (EC), também chamada de predatória, que é a exploração sem esse planejamento, porém, o MF-EIR não garante a recuperação do volume total de madeira extraído até a próxima colheita (ZARIN et al., 2007). Apesar disso, o MF-EIR gera lucros superiores a EC pois o desperdício de madeira é menor devido ao planejamento da colheita (BOLTZ; HOLMES; CARTER, 2003).

Porém, diversos estudos ressaltam que as práticas atuais presentes principalmente na legislação dos países tropicais, ainda são fracas em relação a manutenção da floresta remanescente. O ciclo de corte é curto e não garante a total recuperação do volume de algumas espécies exploradas (SHEARMAN; BRYAN; LAURANCE, 2012), o diâmetro mínimo de corte é pequeno causando uma drástica redução dos indivíduos em idade reprodutiva (AZEVEDO et al., 2007; CARNEIRO et al., 2011; VINSON et al., 2015b) e os critérios de seleção para corte comuns para todas as espécies não garantem a regeneração de todas elas (FREITAS; PINARD, 2008).

No Brasil, a última atualização federal da legislação sobre o uso “sustentável” das áreas com cobertura florestal por meio do manejo florestal madeireiro foi em fevereiro de 2015 com a Instrução Normativa (IN) nº1 (BRASIL, 2015). Ela definiu critérios de corte diferentes para as espécies que são vulneráveis a extinção de acordo com a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014). Essa alteração foi um avanço para o manejo florestal brasileiro, visto que é a primeira tentativa de separar as espécies em formas de manejo diferentes, de acordo com a pressão que elas tem sofrido. Porém, a maioria das espécies exploradas atualmente não faz parte dessa lista e os mesmos critérios definidos em 2006 são aplicados a elas. Dentre elas estão três espécies com alto valor de mercado, a *Manilkara huberi*, conhecida popularmente como massaranduba, a *Hymenaea courbaril*, conhecida popularmente como jatobá e o *Handroanthus serratifolius* conhecido popularmente como ipê-amarelo. O *Handroanthus serratifolius* é uma das espécies que mais sofre pressão atualmente e

é encontrado em baixa densidade (SCHULZE et al., 2008a, 2008b), a *Hymenaea courbaril* é amplamente distribuída pelo Brasil e encontrada também no Cerrado (LACERDA; KANASHIRO; SEBBENN, 2008b) e a *Manilkara huberi* ocorre em locais de terra firme na Amazônia e às vezes é confundida e agrupada com outras espécies do gênero, no entanto, é a espécie do gênero que atinge maiores DAPs (diâmetro a altura do peito) e, portanto, a mais explorada (Embrapa Amazônia Oriental, 2004).

A alteração dos critérios de corte de espécies modifica a disponibilidade das árvores aptas a colheita (FREITAS; PINARD, 2008) e influencia os resultados econômicos, ecológicos e silviculturais do manejo (THOMPSON; YARED, 1999). A remoção de árvores pode alterar a distância entre os indivíduos e o padrão de distribuição espacial, que é resultado de diversos processos ecológicos relacionados a dispersão e recrutamento (JARA-GUERRERO et al., 2015). Esse padrão define o modo com que uma espécie usa os recursos e o modo que ela é utilizada como recurso por outras espécies (CONDIT et al., 2000), como no processo de polinização.

No caso das abelhas, quando as árvores estão próximas, existe uma tendência a moverem-se entre árvores vizinhas e, quando isoladas, as abelhas ficam na mesma árvore até o carregamento máximo de pólen e retornam ao ninho (GHAZOUL; MCLEISH, 2001). O raio de voo dos polinizadores depende de fatores fisiológicos e morfológicos e de fatores externos, como barreiras na paisagem, portanto, os recursos que estejam fora desse raio não estão disponíveis a eles (ZURBUCHEN et al., 2010). Fatores relacionados às plantas também influenciam o processo de polinização. Quando a floração é supra-anual ou existe floradas mais intensas intercaladas por outras mais escassas, ocorre variação do número de polinizadores e até alteração do tipo de polinizador predominante entre os anos (KENTA et al., 2004).

A dispersão do pólen realizada pelos polinizadores faz parte do fluxo gênico, que é o movimento de genes dentro e entre as populações (FENSTER, 1991), portanto, a colheita pode causar um impacto negativo na diversidade genética das populações, no sistema de reprodução, como o aumento de autofecundação, e alterações dos padrões de dispersão de pólen (CARNEIRO et al., 2011), por reduzir o número de árvores em fase reprodutiva e diminuir a distância entre elas. Neste último caso, há um aumento da heterogeneidade do conjunto de pólen após a

colheita. Resultados de estudos do sistema de reprodução baseados em marcadores genéticos são contrastantes neste aspecto. Alguns estudos indicam o aumento do número de árvores doadoras de pólen (ARRUDA et al., 2015; VINSON et al., 2015b) e outros a redução juntamente com o aumento de cruzamentos correlacionados, pois os polinizadores necessitam percorrer maiores distâncias para encontrar alimento e trazem pólen de doadores diferentes (DEGEN; SEBBENN, 2014). Portanto, uma distância entre árvores viável a polinização é importante para manutenção da diversidade genética das novas gerações das populações e manutenção da riqueza de espécies de polinizadores.

O objetivo desse estudo foi discutir se as alterações ocorridas na legislação brasileira têm ocasionado menos efeito no processo de polinização das espécies. As hipóteses levantadas são:

- (1) Com o aumento de 5 centímetros no DMC (diâmetro mínimo de corte) devido a alteração da legislação, a distância entre os indivíduos remanescentes das espécies *Manilkara huberi*, *Hymenaea courbaril* e *Handroanthus serratifolius* foi reduzida.
- (2) Essa alteração da legislação causou menos efeito no processo de polinização entre os indivíduos devido à redução da distância percorrida pelos polinizadores em busca de alimento.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Áreas de estudo

O presente estudo foi realizado na Amazônia Legal em quatro áreas de exploração de madeira nativa, localizadas nos estados do Amazonas, Pará e Rondônia (Figura 1, no capítulo 1). As áreas de estudo **A** e **C** pertencem a duas empresas particulares certificadas e as áreas **B** e **D** pertencem a duas concessões florestais.

A área de estudo **A** possui aproximadamente 34.854,17 ha e localiza-se entre os municípios de Itapiranga - AM e Silves - AM. Ela está dividida em quatro UPAs (Unidade de Produção Anual) com um total de 297 UTs (Unidade de Trabalho) de 117,4 ha em média. A área de estudo **B** possui aproximadamente 1.047,09 ha e localiza-se no município de Oriximiná - PA. A área possui uma UPA com 5 UTs de

209,6 ha em média. A área de estudo **C** possui aproximadamente 11.725,09 ha e localiza-se nos municípios de Pauini - AM e Boca do Acre - AM. A área possui quatro UPAs com 97 UTs de 121 ha em média. A área de estudo **D** possui aproximadamente 1.250,00 ha e localiza-se no município de Candeias do Jamari - RO. A área possui uma UPA com 10 UTs de 125,00 ha em média.

Os detalhes dos procedimentos de manejo florestal foram citados no item 1.1. da introdução geral.

3.2.2. Base de dados

Os dados utilizados no trabalho foram os censos (inventário de todas as árvores comerciais de DAP acima de 40 cm) de empresas privadas e concessões florestais localizadas nas áreas de estudo citadas.

O contato com a empresa da área de estudo **A** foi realizado por e-mail e foi fornecido o inventário georreferenciado de todas as árvores das três espécies alvo do estudo de nove UPAs, porém, optou-se por utilizar os inventários de quatro UPAs das nove fornecidas, pois elas estavam em uma área contínua. O contato com a concessão florestal da área **B** também foi realizado por e-mail e ela forneceu o inventário de todas as árvores de uma UPA. A empresa utiliza o GPS GPSmap 64s da Garmin para a coleta de dados que de acordo com o manual técnico possui erro de 3,65 metros. O contato com a empresa da área **C** também foi realizado por e-mail e foi fornecido o inventário georreferenciado de todas as árvores de quatro UPAs. A empresa utilizou receptores GPS Trimble Série Juno modelo Juno 5 que, de acordo com o manual técnico, possui erro menor que 1 metro. A concessão florestal da área **D** é uma cooperativa e seus dados são públicos. Eles foram obtidos na página do Sistema Florestal Brasileiro (Serviço Florestal Brasileiro, 2016) em 19 de dezembro de 2016. O inventário obtido possui todas as árvores georreferenciadas de uma UPA. De acordo com o Plano de Manejo Florestal obtido no site, a concessão utiliza o GPS Garmin modelos 60CSx, 76CSx, 78S ou equivalente. De acordo com o manual técnico, esses modelos possuem um erro de 10 metros.

Os inventários fornecidos possuíam as coordenadas X e Y das árvores, o DAP, altura, volume, qualidade de fuste e destino e/ou data de abate das árvores que são, em sua maioria, as informações exigidas pela legislação florestal brasileira. É importante ressaltar que a informação contida no manual técnico do GPS sobre

sua acurácia é em condições de céu limpo e espaços abertos. O erro pode ser maior em condições de cobertura de copa. Até um tempo atrás, o erro considerado era de até 30 metros, mas com o aumento do número de satélites disponíveis, melhoria dos aparelhos GPS e treinamento dos trabalhadores no campo tem-se encontrado erros de até 10 metros (NÆSSET, 2001; VENANCIO; DISPERATI; NEVES, 2010).

3.2.3. Espécies estudadas

As espécies estudadas foram a *Manilkara huberi* (Ducke) Standl. (The Plant List, 2010) – massaranduba ou maçaranduba, a *Hymenaea courbaril* L. (The Plant List, 2010) – jatobá e o *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S. O. Grose (The Plant List, 2010)– ipê-amarelo, seguindo os mesmos critérios de escolha do item 1.2.3. capítulo 1. Elas estão entre as espécies madeireiras mais exploradas por estarem na classe de valor mais alto de acordo os Editais de Concessões Florestais do Serviço Florestal Brasileiro (Serviço Florestal Brasileiro, 2009). As espécies do gênero *Handroanthus* (ipês) são inclusive consideradas como o novo mogno devido à alta qualidade da madeira e alto valor no mercado, acima das demais espécies (SCHULZE et al., 2008a). Nenhuma dessas espécies está na Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014) oficializada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), porém essa lista conta com 2.113, espécies enquanto que a lista elaborada pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora) (MARTINELLI; MORAES, 2013), a qual o MMA se baseou, conta com 2953. Dentre as espécies que não foram contempladas nas duas listas está o *Handroanthus serratifolius* e o *Handroanthus impetiginosus*, mesmo alvo de estudos que as consideram em perigo pela atividade madeireira e falta de proteção pela legislação devido à baixa densidade de ocorrência, apesar de ampla distribuição (SCHULZE et al., 2008a, 2008b). Portanto, os critérios de corte lançados pela IN de 2015 (BRASIL, 2015) para as espécies vulneráveis de extinção não são aplicados em nenhuma das três espécies estudadas, visto que elas não fazem parte da Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção divulgada pelo MMA, pela Portaria nº443 (BRASIL, 2014).

Na Floresta Nacional do Tapajós foi encontrado floração na *Manilkara huberi* nos meses de maio a setembro e frutificação de julho a março com frequência de 3 a 4 anos (LEÃO, 2011). Em estudo baseados em marcadores genéticos foi encontrada uma distância de dispersão de pólen de 47 m (AZEVEDO et al., 2007) e o DAP

mínimo de idade reprodutiva de 40 cm (VINSON et al., 2015) para essa espécie. Ela possui flores hermafroditas e seus principais polinizadores são moscas dos gêneros *Ornidia* e *Eristalis* e abelhas nativas de tamanho médio dos gêneros *Melipona*, *Trigona*, *Aparatrigona*, *Plebeia*, *Exomalopsis*, *Augochloropsis*, *Pseudoaugochloropsis* e *Augochlora* (MAUÉS, 2007). As principais espécies desses gêneros que foram encontradas na Amazônia brasileira são *Melipona seminigra*, *Melipona flavolineata*, *Trigona recursa*, *Plebeia mínima*, *Exomalopsis analis*, *Augochloropsis callichroa*, todas abelhas pequenas sem ferrão e *Ornidia obesa*, uma mosca (GBIF, 2017).

A floração da *Hymenaea courbaril* inicia-se com um DAP de aproximadamente 49 cm, quando a copa atinge o dossel da floresta e consegue receber luz (CARNEIRO et al., 2011). A distância de dispersão de pólen foi estimada entre 115 a 363 m, em populações com densidades de 0,23 e 0,023 ind.ha⁻¹, com base no modelo TwoGener (LACERDA et al., 2008) e de 0 a 2294 m, com média 898 m, com base em análise de paternidade (CARNEIRO et al., 2011). Suas flores são hermafroditas e a polinização é feita por morcegos nectarívoros (CARNEIRO et al., 2011). As espécie de morcegos nectarívoros com ocorrência na Amazônia são *Choeroniscus minor*, *Glossophaga soricina*, *Lionycteris spurelli*, *Lonchophylla thomasi*, *Choeroniscus godmani*, *Lichonycteris obscura* (CASTRO-ARELLANO et al., 2007; PETERS; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2006)

A polinização do *Handroanthus serratifolius* é realizada por abelhas grandes, como *Bombus* spp., *Xylocopa* spp., *Centris* spp. (COLLEVATTI et al., 2014). Também foram encontradas abelhas do gênero *Euglossa* sp. e as espécies *Eulaema nigrata* e *Exomalopsis fulvofasciata* em árvores localizadas no estado de Minas Gerais (ALVES et al., 2013). As espécie dos gênero *Bombus*, *Xylocopa*, *Centris* e *Euglossa* que foram registradas maior ocorrência na Amazônia são a *Bombus transversalis*, *Xylocopa frontalis*, *Centris mocsary*, abelhas grandes conhecidas popularmente como Mamangava e *Euglossa chalybeata*, abelhas de coloração metálica (GBIF, 2017). A espécie mais estudada é a *Xylocopa frontalis*, porém, os artigos sobre voo não tratam sobre a distância percorrida pelo inseto (BERNARDINO; GAGLIANONE, 2013; MARCHI; MELO; MELO, 2010). Ainda não foram realizados estudos sobre a distância do fluxo de pólen.

3.2.4. Simulação dos cenários de corte e forma de análise dos resultados

Foram aplicados dois cenários de corte (**C80** e **C06**), nos inventários de cada área de estudo e para cada espécie separadamente. Os cenários foram baseados na legislação federal, especificamente nos critérios de seleção de árvores para corte ou remanescentes (Tabela 4).

O cenário **C80** contemplou o que era exigido no ano de 1980 até o ano de 2006. De acordo com a IN nº 1 de 11 de abril de 1980 (BRASIL, 1980), o DMC era de 45 centímetros (parágrafo 1º do Capítulo IX) e de acordo com a Portaria nº48 de 10 de julho de 1995 (BRASIL, 1995) deveriam ser deixados 10% dos indivíduos acima de 45 centímetros de DAP como “porta-sementes” (item 4.4.5. do Anexo 1). O cenário **C06** contemplou o que era exigido no ano de 2006 até os dias atuais. A IN nº 5 de 11 de dezembro de 2006 (BRASIL, 2006) aumentou o DMC para 50 centímetros (Artigo 7º parágrafo 2º) e a manutenção de 10% das árvores que atendam os critérios de corte foi mantida (item I do Artigo 8º), porém essas árvores deixaram de ser denominadas “porta-sementes”. Nessa mesma IN foi determinado um número limite de árvores a serem deixadas no campo, chamado comumente de “raridade”. Esse índice de raridade é de 3 indivíduos a cada 100 hectares por UT. Sendo que “por UT” foi acrescentado em 27 de junho do ano seguinte pela IN nº 2 (BRASIL, 2007) que alterou os itens I e II do parágrafo 8º da IN nº 5 de 2006.

O único critério alterado de um cenário simulado para o outro foi o DMC que passou de 45 cm (BRASIL, 1980) para 50 cm (BRASIL, 2006). A porcentagem de manutenção de árvores no campo se manteve em 10% e a raridade como 3 indivíduos a cada 100 ha por UT. Apesar da raridade ser implementada apenas em 2006 (BRASIL, 2006) optou-se por mantê-la no cenário anterior a 2006 para verificar a implicação do aumento de 5 centímetros no DMC na distância entre os indivíduos.

Tabela 4. Critérios utilizados nos cenários de corte simulados e a legislação que definiu cada um deles.

	Cenários			
	C80		C06	
	Critério	Legislação	Critério	Legislação
DMC	45 cm	IN nº 1 de 1980	50 cm	IN nº 5 de 2006
Intensidade de corte	90%	PO nº 48 de 1995	90%	IN nº 5 de 2006
Raridade	3 ind.100ha ⁻¹ .UT ⁻¹	-	3 ind.100ha ⁻¹ .UT ⁻¹	IN nº 2 de 2007

Os cenários de corte baseados na legislação foram simulados no software R (R Core Team, 2016). Primeiramente os critérios de seleção (DMC, intensidade de corte e raridade) foram aplicados e verificado a quantidade de árvores que poderiam ser cortadas. Posteriormente foi feito o planejamento da exploração por UT para nos dois cenários, sendo a primeira situação com foco na produção de madeira e não na produtividade, portanto, as árvores com maiores DAP e melhores qualidades de fuste foram selecionadas para corte, independentemente da localização espacial, estradas, capacidade das máquinas, etc. Essa foi a primeira simulação. Na segunda situação as árvores foram selecionadas para corte aleatoriamente para considerar as diversas possibilidades de escolha. Essa segunda situação foi repetida 99 vezes. Em todas as simulações foi estipulado o volume máximo de exploração de 30m³.ha⁻¹, vigente em todos os anos.

A distância do vizinho mais próximo foi a variável utilizada para o teste das hipóteses. Para verificar se a alteração da legislação afetou a distância entre os indivíduos (hipótese 1) foi calculada a mediana da distância dos vizinhos mais próximos para cada uma das 100 simulações, por espécie e por área de estudo (Figura 12). Foi utilizado teste t e teste de Wilcoxon dependendo da distribuição dos resultados das simulações. Sobre o uso da mediana, em termos estatísticos foi avaliada a distribuição dos dados da distância do vizinho mais próximo no controle e houve uma distribuição não paramétrica.

Figura 12. Fluxograma da metodologia utilizada nas simulação dos cenários de corte. DVP = Distância do Vizinho mais Próximo.

Para verificar se a alteração da legislação favoreceu o processo de polinização das espécies (hipótese 2) foi utilizada análise gráfica plotando a distância de dispersão do pólen e/ou a distância de voo do polinizador, e comparando esses valores com os resultados obtidos nas simulações.

A distância de voo dos polinizadores e a de dispersão do pólen foram obtidas em artigos científicos publicados que serão detalhados a frente. Os estudos sobre polinização das espécies arbóreas amazônicas são poucos, pois há uma dificuldade em alcançar a copa das árvores que podem chegar até 50 metros nas espécies emergentes (MAUÉS, 2007). O que é conhecido até o momento, são os gêneros dos animais que visitam as flores. Isso não significa que esses animais sejam os polinizadores “oficiais”, pois existem aqueles que são ladrões de néctar (ALVES et al., 2013). Portanto, para cada espécie foram utilizadas estratégias diferentes na escolha da distância de voo a fim de estipular uma distância “ótima” entre os indivíduos. No caso das espécies polinizadas por abelhas, procurou-se literatura que continha a mediana, distância em que 50% dos indivíduos interrompem o forrageamento, em vez da distância máxima de voo. A mediana foi escolhida porque é mais significativa para a conservação do que a distância máxima de voo, pois a última só é atingida por uma pequena parcela da população (ZURBUCHEN et al., 2010). No caso da *Hymenaea courbaril*, polinizada por morcegos, não faz sentido o uso da distância do polinizador, pois os morcegos conseguem atingir distâncias muito longas de até aproximadamente 18 km (ACHARYA et al., 2015), portanto foi utilizada apenas a distância de dispersão do pólen que foi obtida em trabalhos baseados em marcadores genéticos (locos microssatélites).

Tendo em vista essas considerações foram definidas as seguintes distâncias “ótimas” entre os indivíduos para o processo de polinização:

a) *Manilkara huberi*

A distância do voo do polinizador utilizada foi 400 metros (ROUBIK; ALUJA, 1983). Esse estudo foi conduzido em uma floresta tropical em Barro Colorado com a espécie *Trigona capitata*, que não ocorre no Brasil, mas é do mesmo gênero que visitou a *Manilkara huberi*. No estudo os autores citam apenas a distância máxima de voo, porém, é possível extrair aproximadamente o valor da mediana (distância em que 50% da população retornou ao ninho) diretamente do gráfico. A distância de dispersão do pólen utilizada foi 47 m (AZEVEDO et al., 2007). Esse valor foi obtido

por meio do software TwoGener (SMOUSE et al., 2001) e é a distância média de dispersão. Ele foi considerado extremamente baixo pelos autores e a justificativa foi devido a floração intensa, sincronizada e supra anual que faz com que os polinizadores não precisem percorrer grandes distâncias para encontrar alimento.

b) Hymenaea courbaril

Como apontado anteriormente não foi definida uma distância de forrageamento do polinizador, apenas a distância de dispersão do pólen, obtida no estudo de (LACERDA; KANASHIRO; SEBBENN, 2008b). Foram feitas duas simulações com densidades de árvores diferentes, 0,23 ind.ha⁻¹ e 0,023 ind.ha⁻¹ e as distâncias médias de dispersão do pólen foram 115 metros e 363 metros, respectivamente. Como as densidades de *Hymenaea courbaril* na situação controle variaram entre as áreas de estudos (Tabela 2 do capítulo 1) foi feita a média desses dois valores obtendo-se uma distância de fluxo de pólen de 239 metros. Esse estudo foi escolhido, pois também utilizou o software TwoGener.

c) Handroanthus serratifolius

A distância de voo do polinizador utilizada foi 720 metros (PASQUET et al., 2008). Esse estudo foi conduzido em uma área de plantação no Kenya que faz divisa com uma floresta tropical. A espécie estudada foi a *Xylocopa flavorufa*, que não possui ocorrência no Brasil, mas é do mesmo gênero encontrado por Collevatti et al. (2014) polinizando o *Handroanthus serratifolius*. Esse estudo foi escolhido por ser em área próximo a floresta tropical, ter utilizado a técnica de rastreamento por transmissores a rádio e por conter a mediana da distância percorrida pelo polinizador (720 metros).

Não existem estudos de distância de dispersão do pólen para o *Handroanthus serratifolius*, portanto foi utilizada apenas a distância do polinizador.

3.3. Resultados

O local com a maior densidade de indivíduos foi a área **B** com 3,94 ind.ha⁻¹ de *Manilkara huberi*, e a área com menor densidade de indivíduos foi a área **C** com 0,02 indivíduos de *Manilkara huberi* por hectare e 0,02 indivíduos de *Handroanthus serratifolius* por hectare (Tabela 2, capítulo 1).

Existe uma relação inversamente proporcional entre distância e densidade do controle ($p = 0,02$ e $r = -0,84$), ou seja, quanto maior a densidade dos indivíduos,

menor a distância entre eles. A densidade das árvores nas áreas de estudo afetou a distância entre elas com uma correlação linear nos dois cenários de corte (**C80** - $p=0,036$ e $r = -0,67$ e **C06** - $p = 0,38$ e $r = -0,66$). Em todas as áreas de estudos e para todas as espécies a distância entre os indivíduos diminuiu do cenário **C80** para o cenário **C06** (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados dos testes estatísticos referente a normalidade, Teste t e Wilcoxon para comparação entre os cenários de corte C80 e C06 para cada espécie por área de estudo.

Espécie	Área estudo	Teste de Shapiro-Wilk	Teste t	Teste de Wilcoxon
<i>Manilkara huberi</i>	A	> 0,05	< 0,01	< 0,01
	B	< 0,05	< 0,01	< 0,01
	C	< 0,05	< 0,01	< 0,01
	D	< 0,05	0,136	0,518
<i>Hymenaea courbaril</i>	A	< 0,05	< 0,01	< 0,01
	B	> 0,05	< 0,01	< 0,01
	C	< 0,05	< 0,01	< 0,01
<i>Handroanthus serratifolius</i>	A	< 0,05	< 0,01	< 0,01
	B	> 0,05	< 0,01	< 0,01
	C	< 0,05	< 0,01	< 0,01
	D	< 0,05	< 0,01	< 0,01

A utilização de critérios de seleção para corte das árvores como melhor qualidade de fuste e maiores diâmetros não se diferenciou das seleção aleatórias (Figura 13). As distâncias de todas as simulações resultaram em distâncias acima da situação sem corte, com exceção da *Manilkara huberi* na área **D**. Em todas as áreas a *Manilkara huberi* ficou a uma distância viável ao polinizador, porém acima da distância de dispersão do pólen nas áreas **A**, **C** e **D** nos dois cenários. A *Hymenaea courbaril* ficou a uma distância acima da dispersão do pólen na área **C** nos dois cenários e o *Handroanthus serratifolius* ficou a uma distância viável ao polinizador em todas as áreas e nos dois cenários. Não foi encontrado um padrão de comportamento das espécies ou das áreas de estudos.

Figura 13. Resultados dos cenários de corte **C80** (DMC = 45cm, porcentagem corte = 90% e raridade 3 ind.100ha⁻¹.UT⁻¹) e **C06** (DMC = 50cm, porcentagem corte = 90% e raridade 3 ind.100ha⁻¹.UT⁻¹) comparados com a situação sem corte (linhas pretas sólidas) e a distância máxima de voo do polinizador (linhas pretas tracejadas) e/ou a distância de dispersão do pólen (linhas pretas pontilhadas). *Manilkara huberi*, 47 m distância pólen e 400 m distância polinizador, *Hymenaea courbaril*, 239 m distância pólen e *Handroanthus serratifolius*, 720 m distância polinizador. O ponto vermelho é o resultado da situação que foi utilizado os critérios “madeireiros” para a seleção das árvores para corte.

3.4. Discussão

Apesar de em um primeiro momento parecer óbvio que a densidade das árvores tem uma relação inversamente proporcional com a distância, em algumas situações isso não é verdade, pois depende do padrão espacial dos pontos e este da escala e localização da amostra (GARZON-LOPEZ et al., 2014). O padrão é obtido por meio de estatísticas de segunda ordem, como a Função K de Ripley que descreve a estrutura de correlação espacial do padrão de pontos em pequena escala (WIEGAND; MOLONEY, 2004). Por serem descritivas, elas apenas indicam se o padrão é agregado, aleatório ou regular, então, não é possível mensurar e realizar as comparações entre os diferentes cenários de corte desse estudo, por isso foi utilizado os testes estatísticos. Os resultados demonstrados na Figura 13, por meio da análise gráfica de boxplots confirmaram a hipótese 1. Houve diminuição da distância entre os indivíduos de um cenário para outro devido ao fato de que a legislação tornou-se mais restritiva fazendo com que a densidade dos indivíduos remanescentes fosse maior. Foi demonstrado que o aumento de apenas 5 centímetros no DMC (de 45 cm para 50 cm) causou uma diferença significativa na distância entre as árvores na maioria dos casos. A alteração do DMC assim como a alteração da densidade também foram os principais responsáveis pela variação genética em diferentes cenários de corte em outro estudo (DEGEN et al., 2006). O único local em que algumas simulações de corte ficaram com a mediana da distância do vizinho mais próximo abaixo da situação controle foi a área **D** com a *Manilkara huberi*. Esse fato pode ter ocorrido por conta do tipo de distribuição espacial das árvores naquele local, fazendo com que em algumas simulações fossem escolhidos árvores mais isoladas, fazendo com que a mediana da distância do vizinho mais próximo ficasse menor.

A utilização dos critérios de melhor qualidade de fuste e maiores DAPs não se diferenciou da seleção aleatória, mostrando que a distribuição desses critérios em conjunto na paisagem é aleatória. O problema da seleção com base no DAP e qualidade de fuste é em relação a parte reprodutiva e genética. Algumas espécies começam a produzir flores com DAP próximo ao DMC (ex. *Manilkara huberi* 40 cm (VINSON et al., 2015b)), *Hymenaea courbaril* 49 cm (CARNEIRO et al., 2011)), portanto, deixar apenas indivíduos de DAP menores pode comprometer a reprodução da espécie, pois os indivíduos em idade reprodutiva são aqueles

explorados (LACERDA; KANASHIRO; SEBBENN, 2008a). Além disso, indivíduos com maiores diâmetros já passaram por uma seleção natural, estão adaptados a condição do local e possuem uma valiosa combinação genética (BAWA, 1990). A maior diversidade genética (maior heteroziguidade e menor índice de fixação) para a *Hymenaea courbaril* foi observada entre os indivíduos com DAP acima de 100 cm (LACERDA; KANASHIRO; SEBBENN, 2008b). Em outras espécies como a *Jacaranda copaia* foi observada em indivíduos com DAP entre 90 e 100 cm (VINSON et al., 2015b). Existem ainda evidências de heranças epigenéticas em populações de árvores, parcialmente ligadas ao tempo de floração e maturação de frutos (SORK, 2016). O tempo de floração é importante, pois a dispersão do pólen ocorre entre indivíduos que florescem ao mesmo tempo, a falta de sincronia na floração pode restringir esse fluxo (KANASHIRO et al., 2002). Com a retirada desses indivíduos da floresta, essas informações deixam de ser passadas para as próximas gerações.

Considerando que o processo de polinização é facilitado quando a distância entre as plantas é pequena a hipótese 2 é confirmada, visto que a mudança na legislação diminuiu a distância entre os indivíduos remanescentes (hipótese 1), porém, o processo de polinização é muito mais complexo do que manter uma distância pequena entre indivíduos. Para a polinização auxiliar o sucesso reprodutivo de uma espécie arbórea é necessário entender a capacidade de voo e o comportamento do seu polinizador (CRANMER; MCCOLLIN; OLLERTON, 2012), a biologia reprodutiva da espécie (floração, quantidade de atraentes, idade reprodutiva) (VALENTA et al., 2017) e diversidade genética (COLLEVATTI et al., 2014).

Os morcegos nectarívoros, polinizadores da *Hymenaea courbaril*, são favorecidos após a exploração seletiva, pois a abertura de clareiras estimula a floração de plantas de sub-bosque e em estágios sucessionais precoces das quais esses morcegos também se alimentam (CASTRO-ARELLANO et al., 2007; PETERS; MALCOLM; ZIMMERMAN, 2006). O fato da distância das árvores ter diminuído alguns metros após a alteração da legislação não faz muita diferença, já que eles são polinizadores que conseguem voar quilômetros. Porém, a remoção de árvores pode causar alguma perturbação inicial na busca por alimento, pois os morcegos utilizam a memória para a localização das fontes de néctar previamente explorados e posteriormente saem em busca de outras fontes (THIELE; WINTER,

2005; WINTER, 2005) e essa informação da localização é passada para os novos membros da população (ROSE et al., 2016).

As abelhas pequenas sem ferrão, polinizadoras da *Manilkara huberi*, deixam trilhas de feromônios na vegetação para indicar onde há comida às outras abelhas do ninho (REICHLE et al., 2011), portanto, assim como os morcegos, a remoção de árvores pode causar uma perturbação inicial na busca por alimento. Essas abelhas, são mais sensíveis às alterações das distância entre as árvores, pois a sua capacidade de voo é menor. Elas fazem o ninho em ocos de árvores grandes, portanto, o corte de árvores com maior DAP, que ocorre na exploração madeireira, reduz o número de locais disponíveis para ninhos, podendo causar uma diminuição da população de abelhas e consequentemente alterações no processo reprodutivo da espécie arbórea (SAMEJIMA et al., 2004).

Asmamangavas de chão (gênero *Bombus*) fazem o ninho em terra firme (TAYLOR; CAMERON, 2003), já as chamadas “mamangavas carpinteiras (gênero *Xylocopa*) fazem o ninho em madeira morta (MARCHI; MELO; MELO, 2010), ambas foram encontradas visitando as flores do *Handroanthus serratifolius*. Portanto, a preocupação no manejo não pode ser apenas com escolha das árvores para corte ou remanescentes, mas também com o solo e outros materiais que podem conter ninhos de polinizadores que ainda não se sabe sua raridade ou especificidade. As mamangavas de chão também memorizam a localização das flores que produzem mais néctar (BURNS; THOMSON, 2006)

A *Manilkara huberi* é uma espécie com florescimento intenso e supra-anual (LEÃO, 2011), e portanto, dependendo do período que o corte for realizado, isso pode comprometer a geração de novos indivíduos por um longo período de tempo. A legislação atual permite o corte de até 90% dos indivíduos com DAP acima de 50 cm. Esses indivíduos são aqueles que mais contribuem com gametas para as próximas gerações e a diminuição da densidade de indivíduos pode prejudicar o processo de reprodução da espécie (AZEVEDO et al., 2007). O mesmo ocorre com a *Hymenaea courbaril* (LACERDA; KANASHIRO; SEBBENN, 2008a) e pode ocorrer com o *Handroanthus serratifolius*, em que a idade de frutificação e o DAP de idade reprodutiva ainda são pouco estudados (SCHULZE et al., 2008a).

A legislação brasileira vem melhorando em relação a conservação das árvores remanescentes, como visto na última atualização ocorrida em 2015 (BRASIL, 2015) e entre os dois cenários utilizados nesse trabalho, porém os critérios

de porcentagem de manutenção, densidade de indivíduos (raridade) e Diâmetro Mínimo de Corte permanecem os mesmos. É importante ressaltar também que os dois cenários legislativos utilizados nesse estudo causam um impacto na floresta, porém, no cenário **C06**, esse impacto é menor, como visto anteriormente. Um critério que deveria ser levado em consideração é a distância máxima entre indivíduos para polinização (ZIMMERMAN; KORMOS, 2012). Em Queensland, na Austrália, o critério de distância entre indivíduos já é utilizado. Árvores com DAP acima de 30 cm devem possuir um espaçamento máximo de 30 metros (QUEENSLAND GOVERNMENT DNRM, 2014).

3.5. Conclusões

Os resultados desse estudo demonstram que a alteração da legislação ocorrida em 2006 foi benéfica para o processo de polinização da *Manilkara huberi*, da *Hymenaea courbaril* e do *Handroanthus serratifolius*, pois reduziu a distância entre os indivíduos, porém que a legislação vem evoluindo mas ainda é falha em alguns dos critérios utilizados para a definição das árvores para corte. É recomendável mais estudos sobre a biologia reprodutiva das espécies madeireiras, visto que para algumas delas as informações não existem ou são insuficientes. A partir dessas informações será possível propor critérios na legislação que vão além de estipular uma densidade mínima de árvores a serem mantidas no campo, mas que defina uma distância viável entre indivíduos ao polinizador. Além de criar formas de manejo específicas para cada grupo de espécies, respeitando sua biologia reprodutiva e interações com polinizadores, afim de garantir sua reprodução, manter a diversidade genética das populações e contribuir para a melhoria da sustentabilidade do manejo de florestas tropicais. Outra sugestão é melhorar a comunicação entre a ciência e o Serviço Florestal Brasileiro, para ele poder estar atualizado a respeito dos estudos sobre os impactos do manejo florestal e poder articular mudanças na legislação.

Referências

- ACHARYA, P. R. et al. Home-Range and Foraging Areas of the Dawn Bat *Eonycteris spelaea* in Agricultural Areas of Thailand. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 307–319, dez. 2015.
- ALVES, M. F. et al. Self-sterility in the hexaploid *Handroanthus serratifolius* (Bignoniaceae), the national flower of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 4, p. 714–722, dez. 2013.
- AMARAL, P. et al. **Floresta para sempre: Um manual para a produção de madeira na Amazônia**. Belém. Imazon, 1998.
- ARRUDA, C. C. B. et al. Mating system and genetic diversity of progenies before and after logging: a case study of *Bagassa guianensis* (Moraceae), a low-density dioecious tree of the Amazonian forest. **Tree Genetics & Genomes**, v. 11, n. 1, p. 3, 18 fev. 2015.
- AZEVEDO, V. C. R. et al. Genetic Structure and Mating System of *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev., a Heavily Logged Amazonian Timber Species. **Journal of Heredity**, v. 98, n. 7, p. 646–654, 14 set. 2007.
- BARRETO, P. et al. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 108, n. 1–2, p. 9–26, ago. 1998.
- BAWA, K. Plant-Pollinator Interactions In Tropical Rain Forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 21, n. 1, p. 399–422, 1 jan. 1990.
- BERNARDINO, A. S.; GAGLIANONE, M. C. Comparisons in nesting biology of two sympatric carpenter bee species (Apidae: Xylocopini). **Journal of Natural History**, v. 47, n. 21–22, p. 1481–1499, jun. 2013.

BICKNELL, J. E. et al. Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. **Current Biology**, v. 24, n. 23, p. R1119–R1120, dez. 2014.

BOLTZ, F.; HOLMES, T. P.; CARTER, D. R. Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review. **Forest Policy and Economics**, v. 5, n. 1, p. 69–81, jan. 2003.

BRASIL. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº1 de 12 de fevereiro de 2015. Dispõe sobre a aprovação de Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFS e seus respectivos Planos Operacionais Anuais – POA. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 31, 13 fev. 2015.Seção I, p. 67.

_____. Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº443 de 17 de dezembro de 2014. A Ministra de Estado do Meio Ambiente, no uso de suas atribuições, e tendo em vista o disposto na Lei no 10.683, de 28 de maio de 2003, no Decreto no 6.101, de 26 de abril de 2007, e na Portaria no 43, de 31 de janeiro de 2014, resolve. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 245, 18 dez. 2014.Seção I, p. 110-121.

_____. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº2 de 27 de junho de 2007. Altera os dispositivos de Instrução Normativa nº 5, de 11 de dezembro de 2006, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 123, 28 jun. 2007.Seção I, p. 78.

_____. Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº5 de 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFS nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 238, 13 dez. 2006.Seção I, p. 155-159.

_____. Portaria do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis nº48 de 10 de julho de 1995. No uso das atribuições previstas no

artigo 24, incisos I e III da Estrutura Regimental anexa ao Decreto nº 78, de 05 de abril de 1991, e no art. 83, inciso XIV, do Regimento Interno aprovado pela Portaria Ministerial GM/MINTER nº 445, de 16 de agosto de 1989, tendo em vista o disposto no Decreto nº 1.282, de 19 de outubro de 1994, que regulamenta os artigos 15, 19, 20 e 21 da Lei 4771, de 15 de setembro de 1965 e considerando a necessidade de disciplinas a exploração florestal na Bacia Amazônica, resolve. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 135, 17 jul. 1995. Seção I, p. 10493-10500.

_____. Instrução Normativa do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal nº 004/80/IBDF/CD de 11 de abril de 1980. O Presidente do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, no uso das atribuições que lhe confere o artigo 25, do Regimento aprovado pela Portaria nº 229, de 25.04.75, do Ministério da Agricultura, e tendo em vista o disposto no Decreto-Lei nº 289, de 28.02.67 e no Decreto-Lei nº 61.680, de 13.11.67, resolve. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. s/n, 18 abr. 1980. Seção I, p. 6767-6784.

BURNS, J. G.; THOMSON, J. D. A test of spatial memory and movement patterns of bumblebees at multiple spatial and temporal scales. **Behavioral Ecology**, v. 17, n. 1, p. 48–55, 12 out. 2006.

CARNEIRO, F. S. et al. Effects of selective logging on the mating system and pollen dispersal of *Hymenaea courbaril* L. (Leguminosae) in the Eastern Brazilian Amazon as revealed by microsatellite analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 9, p. 1758–1765, nov. 2011.

CASTRO-ARELLANO, I. et al. Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. **Biological Conservation**, v. 138, n. 1–2, p. 269–285, ago. 2007.

COLLEVATTI, R. G. et al. High genetic diversity and contrasting fine-scale spatial genetic structure in four seasonally dry tropical forest tree species. **Plant Systematics and Evolution**, v. 300, n. 7, p. 1671–1681, 14 ago. 2014.

- CONDIT, R. et al. Spatial Patterns in the Distribution of Tropical Tree Species. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1414–1418, 26 maio 2000.
- CRANMER, L.; MCCOLLIN, D.; OLLERTON, J. Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. **Oikos**, v. 121, n. 4, 2012.
- DEGEN, B. et al. Impact of selective logging on genetic composition and demographic structure of four tropical tree species. **Biological Conservation**, v. 131, n. 3, p. 386–401, 2006.
- DEGEN, B.; SEBBENN, A. M. Genetics and Tropical Forests. In: **Tropical Forestry Handbook**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2014. v. 44p. 1–30.
- EDWARDS, D. P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 9, p. 511–520, set. 2014.
- Embrapa Amazônia Oriental. (novembro de 2004). *Agência de Informação Embrapa*.
Fonte: Site da Embrapa: <https://dendro.cnptia.embrapa.br>
- FENSTER, C. B. Gene Flow in *Chamaecrista fasciculata* (Leguminosae) I. Gene Dispersal. **Evolution**, v. 45, n. 2, p. 398, mar. 1991.
- FREITAS, J. V. DE; PINARD, M. A. Applying ecological knowledge to decisions about seed tree retention in selective logging in tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1434–1442, set. 2008.
- GARZON-LOPEZ, C. X. et al. Effects of sampling scale on patterns of habitat association in tropical trees. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 2, p. 349–362, mar. 2014.
- GBIF. (7 de abril de 2017). *Free and Open Access to Biodiversity Data | GBIF.org*.
Fonte: Global Biodiversity Information Facility: <http://www.gbif.org/>

- GHAZOUL, J.; MCLEISH, M. Reproductive ecology of tropical forest trees in logged and fragmented habitats in Thailand and Costa Rica. **Plant Ecology**, v. 153, n. 1/2, p. 335–345, 2001.
- JARA-GUERRERO, A. et al. Does spatial heterogeneity blur the signature of dispersal syndromes on spatial patterns of woody species? A test in a tropical dry forest. **Oikos**, v. 124, n. 10, p. 1360–1366, out. 2015.
- KANASHIRO, M. et al. Improving conservation values of managed forests: The Dendrogene Project in the Brazilian Amazon. **Unasylva**, v. 53, n. 209, p. 25–33, 2002.
- KENTA, T. et al. Variation in pollen dispersal between years with different pollination conditions in a tropical emergent tree. **Molecular Ecology**, v. 13, n. 11, p. 3575–3584, 15 out. 2004.
- LACERDA, A. E. B. DE L.; KANASHIRO, M.; SEBBENN, A. M. Effects of Reduced Impact Logging on genetic diversity and spatial genetic structure of a *Hymenaea courbaril* population in the Brazilian Amazon Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1034–1043, 2008a.
- LACERDA, A. E. B. DE L.; KANASHIRO, M.; SEBBENN, A. M. Long-pollen Movement and Deviation of Random Mating in a Low-density Continuous Population of a Tropical Tree *Hymenaea courbaril* in the Brazilian Amazon. **Biotropica**, v. 40, n. 4, p. 462–470, 22 fev. 2008b.
- MARCHI, P.; MELO, G. R.; MELO, G. R. Biologia de nidificação de *Xylocopa (Neoxylocopa) frontalis* (Olivier) (Hymenoptera, Apidae, Xylocopini) em Morretes, Paraná. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 1, p. 210–231, mar. 2010.
- MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro.

- MAUÉS, M. M. Sistemas de polinização no dossel de uma floresta ombrófila densa na Amazônia. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, p. 1–3, 2007.
- NÆSSET, E. Effects of differential single- and dual-frequency GPS and GLONASS observations on point accuracy under forest canopies. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 67, n. 9, p. 1021–1026, 2001.
- PASQUET, R. S. et al. Long-distance pollen flow assessment through evaluation of pollinator foraging range suggests transgene escape distances. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 36, p. 13456–13461, 9 set. 2008.
- PETERS, S. L.; MALCOLM, J. R.; ZIMMERMAN, B. L. Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. **Conservation Biology**, v. 20, n. 5, p. 1410–1421, out. 2006.
- PINARD, M. A. et al. Creating Timber Harvest Guidelines for a Reduced-Impact Logging Project in Malaysia. **Journal of Forestry**, n. January, p. 41–45, 1995.
- POKORNY, B. et al. Compliance with Reduced-Impact Harvesting Guidelines by Timber Enterprises in Terra Firme Forests of the Brazilian Amazon. **International Forestry Review**, v. 7, n. 1, p. 9–20, 2005.
- PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1427–1433, set. 2008.
- PUTZ, F. E. et al. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296–303, ago. 2012.
- QUEENSLAND GOVERNMENT DNR. **Managing native forest practice: A self-assessable vegetation clearing code**. Operations Support - (Vegetation Management), 2014.

R Core Team. (2016). *A language and environment for statistical computing*. Fonte: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria: <https://R-project.org/>

REICHLE, C. et al. Stingless bees (*Scaptotrigona pectoralis*) learn foreign trail pheromones and use them to find food. **Journal of Comparative Physiology A**, v. 197, n. 3, p. 243–249, 4 mar. 2011.

ROSE, A. et al. Learning where to feed: the use of social information in flower-visiting Pallas' long-tongued bats (*Glossophaga soricina*). **Animal Cognition**, v. 19, n. 2, p. 251–262, 23 mar. 2016.

ROUBIK, D. W.; ALUJA, M. Flight Ranges of *Melipona* and *Trigona* in Tropical Forest. v. 56, n. 2, p. 217–222, 1983.

SABOGAL, C. et al. **Diretrizes Técnicas para a Exploração de Impacto Reduzido em Operações Florestais de Terra Firme na Amazônia Brasileira**. 2000.

SAMEJIMA, H. et al. The effects of human disturbance on a stingless bee community in a tropical rainforest. **Biological Conservation**, v. 120, n. 4, p. 577–587, dez. 2004.

SCHULZE, M. et al. Evaluating ipê (*Tabebuia*, Bignoniaceae) logging in Amazonia: Sustainable management or catalyst for forest degradation? **Biological Conservation**, v. 141, n. 8, p. 2071–2085, ago. 2008a.

SCHULZE, M. et al. How rare is too rare to harvest? **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1443–1457, set. 2008b.

Serviço Florestal Brasileiro. (Janeiro de 2009). *Edital*. Fonte: Site do Serviço Florestal Brasileiro: <http://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes-florestais/concessoes-florestais-florestas-sob-concessao/flona-de-saraca-taquera/edital-1/353-anexo-5-lista-especies-1/file>

_____. (3 de Setembro de 2015). *Sistema Nacional de Informações Florestais*. Fonte: Site do Serviço Florestal Brasileiro: http://www.florestal.gov.br/snif/producao-florestal/index.php?option=com_k2&view=item&layout=item&catid=14&id=258

_____. (8 de Dezembro de 2016). *Florestas sob concessão*. Fonte: Site do Serviço Florestal Brasileiro: <http://www.florestal.gov.br/florestas-sob-concessao>

SHEARMAN, P.; BRYAN, J.; LAURANCE, W. F. Are we approaching “peak timber” in the tropics? **Biological Conservation**, v. 151, p. 17–21, 2012.

SMOUSE, P. E. et al. Two-Generation analysis of pollen flow across a landscape. I. Male gamete heterogeneity among females. **Evolution**, v. 55, n. 2, p. 260, 2001.

SORK, V. L. Gene flow and natural selection shape spatial patterns of genes in tree populations: implications for evolutionary processes and applications. **Evolutionary Applications**, v. 9, n. 1, p. 291–310, jan. 2016.

TAYLOR, O. M.; CAMERON, S. A. Nest construction and architecture of the Amazonian bumble bee (Hymenoptera: Apidae). **Apidologie**, v. 34, p. 321–331, 2003.

The Plant List. (30 de maio de 2010). *Versão 1*. Fonte: Publicado na internet: <http://www.theplantlist.org/>

THIELE, J.; WINTER, Y. Hierarchical strategy for relocating food targets in flower bats: spatial memory versus cue-directed search. **Animal Behaviour**, v. 69, n. 2, p. 315–327, fev. 2005.

VALENTA, K. et al. Plant attractants: integrating insights from pollination and seed dispersal ecology. **Evolutionary Ecology**, v. 31, n. 2, p. 249–267, 26 abr. 2017.

- VENANCIO, D. L.; DISPERATI, A. A.; NEVES, R. V. Mapeamento da araucaria angustifolia utilizando receptores GPS. **Cerne**, v. 16, n. 3, p. 391–398, 2010.
- VINSON, C. C. et al. Long-term impacts of selective logging on two Amazonian tree species with contrasting ecological and reproductive characteristics: inferences from Eco-gene model simulations. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 130–139, 15 ago. 2015.
- WIEGAND, T.; MOLONEY, K. A. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. **Oikos**, v. 104, n. 2, p. 209–229, 2004.
- WINTER, Y. Foraging in a complex naturalistic environment: capacity of spatial working memory in flower bats. **Journal of Experimental Biology**, v. 208, n. 3, p. 539–548, 1 fev. 2005.
- ZARIN, D. J. et al. Beyond reaping the first harvest: Management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 916–925, 2007.
- ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, p. 479–487, 2012.
- ZURBUCHEN, A. et al. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 669–676, mar. 2010.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse estudo tratou de duas questões importantes para o Manejo Florestal Madeireiro na Amazônia, a raridade e a polinização. No estudo podemos relatar que a legislação brasileira tem evoluído no sentido de proteger as espécies arbóreas e garantir estoques futuros de madeira, porém, os critérios devem estar em constante atualização. Algumas ações que já podem ser feitas são agrupar as espécies que possuem tipo de polinização e dispersão iguais e definir critérios para cada um desses grupos e dividir a Amazônia Legal em Sub-regiões de Manejo estipulando porcentagem de remanescentes e critérios de raridade diferentes para cada sub-região. De imediato, já é possível estabelecer um DMC maior que 50 cm para algumas espécies.

Uma limitação do estudo foi a aquisição de dados. Seria interessante um banco de dados de inventário maior contemplando vários locais de estudo ao longo da Amazônia Legal para entender melhor distribuição das espécies e propor uma distância “ótima” entre os indivíduos para a polinização. Essa distância poderia ser incorporada aos demais critérios presentes na lei (DMC, densidade mínima e porcentagem de remanescentes). Também, poderia ter sido realizada mais combinações entre os critérios atuais para verificar qual seria a melhor combinação para o processo de polinização.

Recomenda-se que sejam realizados mais estudos sobre o padrão espacial e a densidade de ocorrência das espécies madeireiras. Seria interessante mais estudos sobre distância de dispersão de pólen e diversidade de genética das três espécies estudadas, especialmente do *Handroanthus serratifolius*, aquela que mais carece dessas informações e que mais sofre pressão de exploração atualmente devido ao alto valor da madeira no mercado.