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

A sustentabilidade volumétrica do manejo florestal madeireiro

Caio de Oliveira Loconte

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

Piracicaba
2018

Caio de Oliveira Loconte
Engenheiro Florestal e Licenciado em Ciências Agrárias

A sustentabilidade volumétrica do manejo florestal madeireiro

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
Mestre em Ciências. Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais.

Piracicaba
2018

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

Loconte, Caio de Oliveira

A sustentabilidade volumétrica do manejo florestal madeireiro / Caio de Oliveira Loconte - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2018.

139 p.

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

1. Silvicultura tropical 2. Manejo florestal madeireiro 3. Amazônia 4. Tratamentos silviculturais. I. Título

DEDICATÓRIA

Às pessoas que acreditaram e acreditam na conservação dos ecossistemas naturais pelo seu uso racional, sabendo que é possível conciliar economia e ecologia;

Àqueles que, no passado, trabalharam para encher os livros com os conhecimentos que usamos hoje;

Àqueles que, hoje, discutem e estudam para completar as lacunas do manejo florestal;

Àqueles que, no futuro, utilizarão nossas atuais certezas e corrigirão nossos erros, rumo à verdadeira sustentabilidade.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Eu só atravesso uma ponte porque antes alguém já esteve lá para construí-la. Assim, outras pessoas foram essenciais que eu chegasse nessa fase da vida pois, com suas dicas, orientações e experiências, permitiram que eu passasse em suas pontes para encurtar o meu caminho. Espero que um dia as pontes que eu estou construindo também sejam a segurança de alguém.

Portanto, gostaria muito de agradecer:

À própria Natureza e à Deus. Ainda não sei dizer se existe diferença, mas tudo tem me indicado que essa dúvida parece ser a melhor certeza;

À minha namorada, Júlia (Latina), nova mestrandia da ESALQ e dona do melhor brigadeiro do mundo! Obrigado por todo esse tempo que estamos juntos, por todas as lembranças que temos e por todos os planos que fazemos. Amo muito você!

Aos meus pais e meu irmão, pelo passado que me formou. E que nós formemos o futuro que desejamos, mesmo que hoje seja mais nuvens do que sol;

Aos meus colegas floresteiros Sinapz, Tronço, Topera, Purê, Kju, Pingu e Victor. Cada um no seu caminho e, mesmo assim, sempre com histórias novas para contar;

À história da ESALQ, que com muito trabalho e dedicação acumulou toda a experiência e renome que possui hoje, continuando a “cumprir missão vitoriosa”;

Ao Professor Edson Vidal, que me ensinou sobre manejo madeireiro e proporcionou a minha primeira viagem para a Amazônia;

Ao pessoal do Laboratório de Silvicultura Tropical – LASTROP, em especial à Maria Andréia Moreno. Sou muito orgulhoso de fazer parte dessa equipe, e desejo muito sucesso à todos!

À Giovana Oliveira, peça fundamental do sucesso do Programa de Recursos Florestais. Obrigado pela atenção, lembranças via email, conversas e carinho!

Aos Professores Luiz Carlos Estraviz Rodriguez, Luciana Duque Silva, Ciro Abbud Righi e Flavio Antonio Maes dos Santos, e aos Doutores Rodrigo Eiji Hakamada e Saulo Eduardo Xavier F. de Souza, que foram avaliadores (qualificação e/ou defesa) desta dissertação, cujas sugestões foram muito adequadas e essenciais para o aumento da qualidade do trabalho. Muito obrigado mesmo!

Ao pessoal que viajou comigo no Amapá: Rodrigo, Maria, Anderson, Ana, Wesley, Felipe Félix, Raimundo, Bayron e os demais. Foi uma experiência muito boa, e contribuiu de diversas formas o meu trabalho;

Ao engenheiros florestais Bizoñu, Bãbole e Criada, com quem tive a sorte de trabalhar. Pelas cervejas e pelas discussões profissionais (que muitas vezes aconteceram juntos), que foram bastante enriquecedoras para mim;

Ao pessoal da Biblioteca Central da ESALQ, que sempre me atenderam muito bem e conservam um incrível acervo. Foi para a Biblioteca que fugi algumas vezes, e encontrei lá as respostas e o ambiente que precisava para desenvolver esse trabalho;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), que logo quando necessário me disponibilizou a bolsa de mestrado;

Às tardes passadas por aí, sem pressa, me entretendo com o movimento silencioso e contínuo do dia que insiste em virar noite.

É isso... valeu!

EPÍGRAFE

“Pescadores, caçadores, lenhadores,
e outros que passam a vida nos campos e florestas,
em certo sentido como partes da própria Natureza,
muitas vezes têm melhor disposição para observá-la,
no intervalo de suas atividades,
do que os filósofos ou mesmo os poetas”

Henry David Thoreau
“Walden ou A Vida nos Bosques” (1854)

“(...) foi motivado por um compromisso com a conservação daquilo que ele chamava ‘este sublime celeiro da natureza’. O Ser supremo demonstrara sua parcialidade com o império português ao lhe conferir esse tesouro de madeira adequado à construção de uma armada respeitável. Causava-lhe, portanto, grande angústia perceber que já havia ocorrida tamanha destruição da floresta. Uma vez, no entanto, que a Coroa não poderia deixar de promover a agricultura, ele previu a necessidade de racionalizar a silvicultura. Seus relatórios demonstram familiaridade com centenas de espécies arbóreas da floresta costeira e sua infinidade de usos. Media as taxas de crescimento e desenvolvia experimentos relativos a densidade, estímulo a reprodução e replantio. Percebeu, no entanto, que a colheita das árvores da floresta se retardaria de cinquenta a cem anos, e começou a compreender que as árvores brasileiras estavam ‘sujeitas a leis físicas muito distintas, comparadas com as da Europa’, cada uma delas exigindo condições de crescimento sutis e específicas. (...) [O] suprimento de madeira de navios deveria ser sustentado apenas através do cauteloso manejo das florestas existentes, que incluía o corte seletivo e o incentivo à regeneração de espécies arbóreas de maior valor.”

Trecho do livro “A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira” (p. 152 - 153), de Warren Dean, se referindo ao trabalho feito entre 1797 e 1818 pelo brasileiro Baltasar da Silva Lisboa (1761 - 1840) sobre manejo madeireiro de florestas tropicais úmidas. Ainda são conceitos atuais e, apesar de se referir à Mata Atlântica, o texto é bastante representativo para a gestão florestal da região amazônica.

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	12
1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVO GERAL	16
2.1. Objetivos específicos	16
3. HIPÓTESES	16
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
4.1. Síntese do histórico e da situação atual do manejo no Brasil	19
4.2. O manejo florestal como prática cultural	22
4.3. A gestão florestal manejando a sucessão ecológica	25
4.4. Importância socioeconômica da domesticação de florestas	34
4.5. Sistemas silviculturais em florestas tropicais	37
4.6. Tratamentos silviculturais: aspectos técnicos e sócio-econômicos	40
4.6.1. Aspectos negativos dos tratamentos silviculturais	51
4.7. Parâmetros orientadores para as intervenções silviculturais	52
4.7.1. Índices ecológicos de diversidade	53
4.7.2. Manejo por grupos de espécies	54
4.7.3. Regionalização de regras e padrões	55
5. METODOLOGIA	56
5.1. Histórico do projeto e caracterização das explorações	58
5.2. Dados das explorações madeireiras	61
5.3. Estruturação dos dados e análises estatísticas	62
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
6.1. Caracterização das florestas antes das intervenções	64
6.2. Avaliação da dinâmica florestal	66
7. CONCLUSÕES	91
7.1. Recomendações técnicas	95
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	98
8.1. Questões remanescentes	100
9. APÊNDICES	101
9.1. Apêndice I: Listagem e classificação das espécies	101
9.2. Apêndice II: Equações determinadas nas modelagens	111
9.3. Apêndice III: Índice de Valor de Importância	112
10. REFERÊNCIAS	130

RESUMO

A sustentabilidade volumétrica do manejo florestal madeireiro

A conservação das florestas tropicais é uma necessidade de escalas global e nacional. A Amazônia é possivelmente a maior detentora de madeira tropical do mundo, sendo o manejo florestal madeireiro uma alternativa que possibilita promover o desenvolvimento econômico e garantir a integridade dos recursos naturais. Porém, a efetividade e a continuidade dessa atividade dependem da sustentabilidade volumétrica da produção, de forma que o processo de regeneração florestal deve ser monitorado para garantir que o incremento florestal seja composto por proporção economicamente aceitável de espécies de interesse comercial. O presente trabalho avaliou as alterações do valor econômico do estoque madeireiro de florestas após 21 anos de manejo realizado por Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR), comparando-os com uma floresta sem exploração (Testemunha (TE)). Os resultados apontam que a floresta manejada via EIR recuperou 91% do volume de espécies comerciais e 94% do volume total, enquanto que os valores para EC foram, respectivamente, 72% e 85%. As explorações promoveram aumento do incremento médio anual, que foram de 0,68 m³/ha/ano em EC e 1,05 m³/ha/ano para EIR, sendo de 0,35 m³/ha/ano para TE. Porém, nos dois tipos de exploração observou-se maior dominância de espécies pioneiras, que na média aumentaram em 8% o número de indivíduos, 10% o volume e 9% a área basal. Além disso, a recuperação volumétrica ocorreu essencialmente em árvores de diâmetro ≤ 75 cm em EIR e ≤ 50 cm em EC, de forma que o diâmetro médio das árvores passíveis de corte reduziu em 8,4%. Enquanto as variáveis se mantiveram estáveis em TE, nos talhões manejados as árvores com diâmetro menor que 50 cm aumentaram a sua proporção em 13% na densidade, 29% no volume e 22% na área basal. Por outro lado, na média para os blocos, as 6% maiores árvores representam 45% do volume total, e o incremento volumétrico individual aumenta exponencialmente com o aumento do diâmetro. Esses dados permitem concluir que as técnicas de EIR são superiores ao manejo realizado via EC, mas parecem ser insuficientes para garantir a sustentabilidade volumétrica. As árvores maiores são mais importantes tanto em valor econômico quanto em incremento volumétrico, de forma que a gestão florestal orientada para a produção madeireira deve monitorar o diâmetro médio do povoamento e buscar promover o estabelecimento de estoques de elevado interesse comercial, seja através da otimização no planejando da colheita (garantindo que o estoque remanescente não seja dominado por árvores de menor porte) e pela aplicação de tratamentos silviculturais. Os tratamentos silviculturais implicam na domesticação das florestas, sendo que o desafio da silvicultura tropical é determinar qual é o limite aceitável de transformação das florestas. Até um determinado ponto, essa domesticação não é incompatível com objetivos de conservação, e a sustentabilidade da aplicação dos tratamentos deve se orientar pelo limite no qual as alterações não comprometam as funções ecológicas, a produtividade florestal e a resiliência do ecossistema.

Palavras-chave: Silvicultura de florestas tropicais; Manejo florestal madeireiro; Exploração madeireira sustentável; Gestão florestal

ABSTRACT

The volumetric sustainability of timber-based forest management

The conservation of tropical forests is a necessity at global and national scales. The Amazon is possibly the largest stock of tropical timber in the world, and timber-based forest management is an alternative that allows to promote economic development and guarantee the integrity of natural resources. However, the effectiveness and continuity of this activity depends on the volumetric sustainability of the production, so that the process of forest regeneration must be monitored to ensure that the forest increment is composed of an economically acceptable proportion of species of commercial interest. The present study evaluated the changes in the economic value of the timber's stock in forests after 21 years of management by Conventional Exploration (EC) and Reduced Impact Logging (EIR), comparing them to a forest without exploration (TE). The results indicate that the forest managed by EIR recovered 91% of the volume of commercial species and 94% of the total volume, while the values for EC were, respectively, 72% and 85%. The logging operations promoted an increase of the average annual increment, which was 0.68 m³/ha/year for EC and 1.05 m³/ha/year for RIL, and just 0.35 m³/ha/year for TE. However, in both types of exploration, there was observed dominance of pioneer species, which on average increased by 8% the number of trees, 10% the volume and 9% the basal area. In addition, volumetric recovery occurred essentially in trees with diameter ≤ 75 cm in EIR and ≤ 50 cm in EC, so that the average diameter of the trees susceptible to cutting reduced by 8.4%. While the variables remained stable in TE, trees with a diameter smaller than 50 cm increased their proportion by 13% in density, 29% in volume and 22% in the basal area. On the other hand, in the average for the blocks, the 6% bigger trees represent 45% of the total volume, and the individual volumetric growth is exponentially greater with the increase of the diameter. These data allow to conclude that EIR techniques are superior to the EC's management, but appear to be insufficient to guarantee volumetric sustainability. Larger trees are more important in terms of both economic value and volumetric increase, so that timber-based forest management should monitor the average diameter of the stands and seek to promote the establishment of stocks of high commercial interest, either through optimization in the harvest (ensuring that the remaining stock is not dominated by smaller trees) and by the application of silvicultural treatments. Silvicultural treatments involve the domestication of forests, and the challenge of tropical forestry is to determine the acceptable limit of forest transformation. To a certain point, this domestication is not incompatible with conservation objectives, and the sustainability of the application should be guided by the limit where the changes do not compromise ecological functions, forest productivity and ecosystem resilience.

Keywords: Tropical forest silviculture; Timber forest management; Sustainable logging; Forestry management

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Localização das concessões florestais ativas	21
FIGURA 2: Evolução da arrecadação (em milhões de reais) das concessões florestais federais	21
FIGURA 3: Esquema de mudanças no fluxo de energia em função de alterações da estrutura florestal que promovam a abertura do dossel	33
FIGURA 4: Etapas do processo produtivo de um ecossistema	35
FIGURA 5: Dinâmica de uma floresta manejada em função da qualidade da sua regeneração	49
FIGURA 6: Localização dos talhões manejados e das áreas inventariadas como parcelas permanentes	57
FIGURA 7: Pólos madeireiros na Amazônia brasileira	60
FIGURA 8: Croqui das extrações madeireiras e localização das áreas de parcelas permanentes	61
FIGURA 9: Variação no número total de indivíduos arbóreos ao longo do tempo	68
FIGURA 10: Dinâmica da composição relativa do estoque de madeira, em volume, presente nos talhões por categoria “Comercial” (C) e “Não comercial” (NC)	71
FIGURA 11: Dinâmica volumétrica de estoque comercial e não comercial dos talhões	73
FIGURA 12: Dinâmica volumétrica de estoque futuro (árvores com DAP inferior à 50 cm)	75
FIGURA 13: Dinâmica volumétrica dos indivíduos com DAP $\geq$ 50 cm de espécies comerciais	82
FIGURA 14: Densidade, incremento diamétrico individual e incremento volumétrico individual por classes diamétricas (intervalos de 25 cm), em valores médios no período de 1994 a 2014	85
FIGURA 15: Modelagem da dinâmica de área basal presente nos talhões por categoria “Comercial” e “Não comercial”, dividindo-as pelo diâmetro mínimo de corte (50 cm)	86
FIGURA 16: Registros de área basal (m^2/ha) e modelagem da tendência do comportamento	88
FIGURA 17: Modelo da relação entre área basal de espécies comerciais e não comerciais	90
FIGURA 18: Modelo teórico de interpretação dinâmica de desenvolvimento da área basal de um talhão florestal manejado para produção madeireira	94
FIGURA 19: Esquema da estruturação temporal proposta para o manejo florestal	97

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Listagem dos principais tipos de sistemas silviculturais aplicados nas florestas tropicais.....	38
TABELA 2: Caracterização dos métodos de Exploração Convencional e Exploração de Impacto Reduzido	59
TABELA 3: Resultados operacionais de EC e EIR nos talhões da Fazenda Agrosete (Paragominas, PA)	62
TABELA 4: Descrição quantitativa de parâmetros ecológicos e silviculturais dos talhões em 1993	65
TABELA 5: Variação quantitativa da densidade de árvores, volume e área basal de indivíduos de todas as classes diamétricas das populações comercial (C), não comercial (NC) e total para os anos de 93, 94 e 14.	67
TABELA 6: Composição relativa das variáveis densidade de árvores (todas as classes diamétricas), volume e área basal em função dos grupos sucessionais pioneiro (P), intermediário (I), tardio (T) e não classificado (NC) para os anos de 1993, 1994 e 2014.	69
TABELA 7: Composição relativa (%) de densidade, volume e área basal de todas as espécies dos talhões no momento pré-exploratório, no ano seguinte às explorações e após 21 anos de recuperação florestal	78
TABELA 8: Composição relativa (%) de densidade, volume e área basal do estoque comercial passível de corte nos talhões para os anos de 1993, 1994 e 2014.	79
TABELA 9: Comparação (%) entre os dados de 2014 em relação ao registrado em 1993 para variáveis densidade, volume e área basal dos talhões de espécies comerciais e do estoque total nos talhões.	81
TABELA 10: Parâmetros silviculturais da população comercial passível de corte e com DAP < 50 cm	83

1. INTRODUÇÃO

A importância da Amazônia para a humanidade depende da máxima manutenção dos ambientes em seu estado conservado. Como a maior parte é coberta por florestas, trata-se de uma vocação nitidamente florestal, sendo a madeira o produto explorado em maior escala (MEIRELLES FILHO, 2006) e principal gerador do retorno econômico das florestas (ADEODATO *et al.*, 2011).

Estima-se que a região amazônica possua um estoque de cerca de 60 bilhões de metros cúbicos de madeira em tora com interesse comercial, sendo possivelmente a maior detentora de madeira tropical do mundo (VERÍSSIMO & AMARAL, 1998 *apud* VIDAL, 2004).

No ano de 2015, os estados do Norte do Brasil produziram cerca de 8,2 milhões de metros cúbicos de madeira em tora através de atividades de extração nas florestas naturais, o que equivale a aproximadamente 1,4 bilhões de reais. O estado do Pará é o grande pólo madeireiro, responsável por aproximadamente 50% da produção (IBGE, 2015).

Porém, o desmatamento e as explorações ilegais ainda são marcantes: até outubro de 2017, foram detectados (apenas para esse ano) cerca de 6.624 km² de corte raso na Amazônia, sendo que Pará, Mato Grosso e Rondônia respondem por 75% dessa área (INPE, 2017). Estima-se que pouco mais de 36% do total de madeira produzida seja ilegal (PEREIRA *et al.*, 2010), cujos impostos sonegados equivaleram em 2009 a cerca de 477 milhões de reais (ADEODATO *et al.*, 2011).

A maior parte do desmatamento de florestas tropicais está relacionada com a conversão dessas áreas para exploração agropecuária (em regiões temperadas, a pressão ocorre apenas pelo interesse no estoque de madeira, sem intenção de uso posterior da área). Porém, em todo o globo, observa-se que a exploração florestal por si só carrega dois papéis antagônicos: o de facilitar o desmatamento e ocupação de áreas florestais ao facilitar o acesso, ou o de proporcionar a conservação das florestas e a manutenção da sua estrutura e biodiversidade, quando o manejo é bem realizado (PEARCE, PUTZ & VANCLAY, 2003).

O manejo florestal é uma alternativa que busca compatibilizar o desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos naturais (SFB, 2013), apresentando como objetivo prover um fluxo constante de produtos e renda enquanto mantém a cobertura florestal, a biodiversidade e a integridade do ecossistema (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008b). Atualmente, é considerado a “segunda melhor opção” de conservação de florestas, superado apenas pela preservação absoluta dessas formações (EDWARDS *et al.*, 2014).

Para atender a essas demandas, o emprego das técnicas de exploração de impacto reduzido (EIR) é um importante passo na transição de uma exploração madeireira desnecessariamente

destrutiva para um manejo florestal responsável (PUTZ & RUSLANDI, 2015). A EIR é uma peça-chave para garantir a sustentabilidade do manejo florestal, uma vez que a sua aplicação resulta em menores danos e aumento das taxas de crescimento da floresta residual, tanto em termos de biomassa quanto em volume de madeiras comerciais (VIDAL, WEST & PUTZ, 2016).

Porém, explorar serviços e produtos florestais em áreas tropicais de alta diversidade é uma tarefa de elevada complexidade e acredita-se que a ciência ainda não avançou o suficiente para responder a muitas questões deste tema (ESPADA, 2012). Existem muitos questionamentos sobre como essas práticas (nos moldes atualmente praticados) podem de fato permitir continuamente taxas de exploração comercialmente interessantes (ZIMMERMAN & KORMOS, 2012).

Davis *et al.* (2005) afirmam que as atividades de manejo florestal, seja em contextos que objetivam a produção madeireira, produção não-madeireira, conservação da biodiversidade ou qualquer outra meta, estão sempre submetidas às demandas de bens, serviços e valores humanos. Esses valores podem mudar no tempo ou no espaço, mas em todas as situações considera-se um bom manejo aquele que atinge o objetivo atual conservando ou reestabelecendo a funcionalidade e a produtividade da floresta para as gerações futuras.

Conforme Sist (2001), mesmo com os ganhos ambientais promovidos, a simples utilização de EIR na colheita não é muito mais rentável do que outros usos do solo (ver resultados e discussão em Barreto *et al.*, (1998)) e nem ecologicamente sustentável para a maior parte das florestas tropicais. Reduzir o dano na floresta remanescente não deve ser o objetivo do manejo, mas apenas um dos diversos requisitos para manter a produtividade da floresta e suas funções ecológicas. Dessa forma, outras intervenções silviculturais são necessárias para manter a produção madeireira e a renda financeira, pois o manejo florestal apenas conseguirá proporcionar a conservação se as operações forem lucrativas (PUTZ & RUSLANDI, 2015).

Diversos autores (AZEVEDO *et al.*, 2008; SCHULZE *et al.*, 2008; PUTZ *et al.*, 2012) afirmam que o manejo florestal madeireiro em florestas naturais que proporcione rendimentos regulares (ou atinja a sustentabilidade volumétrica) parece ser diretamente dependente da aplicação periódica de tratamentos silviculturais. Conforme Peña-Claros *et al.* (2008a), essas intervenções são desejáveis e efetivas, influenciando significativamente a área basal e o volume das florestas manejadas.

Nesse sentido, são demandados avanços na silvicultura tropical que permitam o ajuste de modelos operacionais, a fim de promover a regeneração das florestas manejadas e o aumento das taxas de crescimento de espécies comercialmente desejáveis, permitindo que a produção madeireira ocorra dentro de ciclos economicamente atrativos (FREITAS & PINARD, 2008; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a; SOUZA *et al.*, 2015).

Esse viés antropocêntrico, que aponta a necessidade de certo grau de domesticação das florestas para atender às demandas econômicas, não desvaloriza parâmetros e processos ecológicos que tornam os ecossistemas funcionais e permitem, inclusive, o desenvolvimento das florestas com valiosos estoques de madeira. Ao compreender como as *intervenções humanas de exploração*, mesmo que bem feitas, resultam em impactos na floresta (HIGMAN *et al.*, 2015) e modificam o seu valor econômico, se torna possível esboçar maneiras, ou evidenciar métodos e trabalhos, que procuram, através de *intervenções humanas de regeneração*, manter e valorizar o capital natural.

Em seu recente livro, Chazdon (2016) consolida a ideia de que a dinâmica das florestas tropicais está intimamente ligada às atividades humanas. Se os resultados das ações de povos antigos moldaram os ecossistemas para a forma como os conhecemos hoje, com toda a sua biodiversidade e serviços ecológicos (DEAN, 1996; LEVIS *et al.*, 2017; REYES-GARCIA *et al.*, 2017), o uso e a condução intencional de povoamentos florestais para finalidades econômicas não são opções necessariamente controversas à conservação dos recursos naturais.

Além disso, o estímulo à sistemas altamente produtivos que sejam ambientalmente adequados não é apenas questão de estética e moralidade, mas algo do mais prioritário interesse da sociedade, uma vez que quanto maior a pressão populacional sobre os recursos naturais, *“mais os limites da prosperidade passam a ser determinados pelo capital natural, e não pela capacidade industrial”* (HAWKEN, LOVINS & LOVINS, 1999).

Nesse contexto, a presente dissertação surgiu com a intenção de descrever a regeneração¹ do estoque remanescente de florestas naturais exploradas para fins madeireiros, e como esse processo está relacionada com a manutenção do valor econômico desses talhões.

O trabalho apresenta uma revisão bibliográfica sobre como o manejo madeireiro altera a dinâmica dos ecossistemas florestais, e como essa modificação pode demandar intervenções humanas para garantir que a regeneração das florestas seja economicamente interessante.

Posteriormente, são apresentados os resultados de 21 anos de dinâmica de florestas naturais manejadas para produção madeireira, avaliando-se a comunidade de árvores do ponto de vista comercial. Essa parte da dissertação utiliza a base de dados do Projeto Piloto de Manejo Florestal, instalado em 1993 em Paragominas, estado do Pará.

¹ Conforme Chazdon (2016), o conceito de “regeneração” possui diversas interpretações: a) plântulas, mudas e demais formas juvenis de espécies florestais; b) formações vegetais em estado inicial de sucessão e colonização; c), árvores individuais, populações, comunidades, remanescentes florestais ou ecossistemas em processo de recuperação após um distúrbio. Neste trabalho, o termo será empregado no sentido desta última definição, que também está de acordo com o proposto pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) na Avaliação dos Recursos Florestais Mundiais (FRA).

Por fim, são apresentadas as conclusões e as recomendações técnicas, além de compartilhadas algumas dúvidas que remanesceram do trabalho e podem ser novos desafios para a silvicultura de florestas tropicais.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto das explorações madeireiras na capacidade de florestas naturais regenerarem estoques de madeiras comerciais.

2.1. Objetivos específicos

- Avaliar a necessidade de utilização de tratamentos silviculturais após operações de colheita madeireira em florestas naturais;
- Caracterizar o processo de regeneração de florestas na Amazônia oriental submetidas à exploração madeireira, avaliando a variação de seu estoque comercial de madeira.

3. HIPÓTESES

O presente trabalho foi estruturado para testar duas hipóteses:

- **Hipótese 1:** A sustentabilidade volumétrica para produção madeireira depende mais da presença e incremento de árvores de grande porte do que da participação de indivíduos menores.
- **Hipótese 2:** o manejo madeireiro utilizando técnicas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) mantém um estoque madeireiro com maior valor comercial do que florestas manejadas via Exploração Convencional (EC).

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O Brasil é um país com grande vocação florestal, possuindo cerca de 53,6% (456 milhões de hectares) do seu território coberto por florestas naturais. Desse total, aproximadamente 71,3% da área de florestas nativas (325 milhões de hectares) ao bioma Amazônico (SFB, 2013).

Em termos globais, a Amazônia corresponde à um terço das reservas mundiais de florestas tropicais úmidas, abrigando algo próximo de 25% de todas as espécies da Terra, além de prestar significativos serviços ambientais (normalmente ignorados em sua importância e desprovidos de valor econômico, mas vitais para o equilíbrio ecológico e o desenvolvimento de atividades produtivas) e apresentar a possibilidade de expansão de cadeias produtivas (como a atividade madeireira, flora medicinal e aquicultura) presentes em uma infinidade de bens e produtos de uso rotineiro (MEIRELLES FILHO, 2006; ADEODATO *et al.*, 2011; UEHARA *et al.*, 2011).

O setor madeireiro, mesmo com todas as suas reconhecidas irregularidades, é uma fonte muito importante na economia da Amazônia Legal, sendo vital para o desenvolvimento da região (IPEA, 2002 *apud* MACPHERSON *et al.*, 2009). Essa atividade é responsável por algo entre 2 a 3% do PIB e ocupa oficialmente cerca de 2% da população economicamente ativa da região Norte – números bastante significativos para o local, que apresenta cerca de 8,3% da população nacional, IDH médio de 0,683 e soma 5,3% do PIB nacional (IBGE, 2010; PEREIRA *et al.*, 2010).

Considerando a possibilidade (e talvez a tendência) da conversão de áreas sob florestas em outros usos do solo, particularmente a exploração agropecuária, a viabilização e o incentivo das atividades de base florestal se mostram importantes para a valorização das florestas remanescentes. Nesse cenário, o manejo madeireiro se destaca como um sistema produtivo que possibilita o desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos naturais, além da inserção social quando associado aos programas de fomento (NOCE *et al.*, 2010; SFB, 2013).

O termo “manejo florestal”, refere-se a muitos tipos diferentes de atividades e pode significar coisas muito diferentes para diferentes pessoas (o mesmo é verdade para “conservação florestal”). Porém, todas as interpretações para manejo florestal envolvem o entendimento de que uma floresta será administrada e utilizada (direta ou indiretamente) para se atingir os objetivos do proprietário da terra e/ou da sociedade que se relaciona, em diferentes graus, com aquela área (DAVIS *et al.*, 2005; ZARIN *et al.*, 2005).

Higuchi (1994) define que manejo florestal “(...) *trata do conjunto de princípios, técnicas e normas que tem por fim organizar as ações necessárias para ordenar os fatores de produção e controlar a sua produtividade e eficiência para alcançar objetivos definidos*” (grifos originais do

texto). Nesse sentido, o manejo florestal está sempre subordinado a um planejamento eficiente, orientado para obter de uma floresta os maiores benefícios possíveis assegurando a manutenção da estrutura e do desenvolvimento da floresta, se o seu melhoramento não puder ser alcançado (TAYLOR, 1969).

É crítico não confundir os termos “manejo florestal sustentável” (MFS), “exploração de impacto reduzido” (EIR) e “exploração madeireira de rendimento sustentável” (EMRS), nomenclaturas recorrentes na literatura científica da área.

Manejo florestal sustentável é o termo mais comum e talvez menos preciso (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008) para o conjunto de atividades de gerenciamento, planejamento e operações de campo para exploração e/ou uso de recursos florestais, buscando atender às expectativas e necessidades da sociedade (DAVIS *et al.*, 2005) dentro dos limites naturais de recuperação da floresta (RIBEIRO *et al.*, 2002).

Aplica-se o nome de exploração de impacto reduzido (EIR) para as técnicas melhoradas de planejamento e operação, que visam reduzir os danos da atividade exploratória na floresta remanescente e aumentar a eficiência da mão-de-obra e do retorno financeiro. Vale ressaltar que a EIR não é um sistema silvicultural, mas sim a metodologia pela qual a exploração em si é planejada e executada. Dessa forma, a EIR é um pré-requisito necessário, mas é normalmente insuficiente para garantir a sustentabilidade do manejo florestal (HOLMES *et al.*, 2001; GROGAN, VIDAL & SCHULZE, 2006; BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008; FREITAS & PINARD, 2008).

Por fim, em florestas cujo principal objetivo é a obtenção de suprimentos regulares de madeira ao longo do tempo, busca-se estabelecer um sistema de manejo que permita a exploração madeireira de rendimento sustentável (EMRS). Conforme descrito por Davis *et al.* (2005) e Wadsworth & Zweede (2006), a EMRS está relacionada com o gerenciamento, a exploração e a condução de florestas de forma a equivaler as taxas de colheita com o potencial de regeneração do estoque madeireiro – fazendo uso, portanto, tanto da resiliência natural da floresta (regeneração natural) quanto de investimentos externos (intervenções silviculturais) para garantir regularidade no volume e no valor financeiro produzidos em cada colheita.

Neste trabalho, o termo “manejo florestal” será empregado para definir o gerenciamento florestal que objetiva a EMRS, e executa a atividade madeireira de forma planejada e racional para assegurar a manutenção dos valores ecológicos e econômicos da floresta, realizando também esforços para promover a compatibilidade social do uso da floresta.

4.1. Síntese do histórico e da situação atual do manejo no Brasil

A teoria de um sistema de manejo que permitisse perpetuamente a exploração racional dos recursos florestais foi colocada em prática no Brasil apenas na década de 1990. A partir de experiências de exploração de baixo impacto no sudeste asiático, o Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA), propôs em 1991 o sistema de manejo denominado Seleção de Espécies Listadas (SEL) e, em 1993, foi implantado pelo Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) o Projeto Piloto de Manejo Florestal em Paragominas, região oeste do estado do Pará (AZEVEDO *et al.*, 2008; BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

A partir de então, Sabogal *et al.* (2006) citam que diversos programas de pesquisa têm sido realizados para promover o manejo florestal – com destaque para os trabalhos desenvolvidos pelo Instituto Floresta Tropical (IFT), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Centro de Pesquisa Internacional em Florestas (CIFOR), Fundação de Tecnologia do Estado do Acre (FUNTAC) e o próprio Imazon.

A legislação brasileira considera legal a madeira em tora obtida através de Planos de Manejo Florestal Sustentável, que é um documento técnico que contém procedimentos e diretrizes para a gestão florestal, ou Autorizações de Desmatamento, documento que permite o corte raso de uma determinada área para fins de uso alternativo do solo (BRASIL, 2006).

Porém, Higuchi (1994) aponta que o termo “manejo florestal sustentável” adotado pela legislação é equivocado, e deveria ser substituído por “manejo florestal sob regime de rendimento sustentado” – uma vez que na própria legislação o Plano de Manejo é estabelecido “*visando a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais*”, e deverá determinar o estoque existente, compatibilizar a intensidade da exploração com o ciclo de corte e a capacidade da floresta, adotar um sistema silvicultural e promover a regeneração natural da floresta, entre outras obrigações (BRASIL, 2006; CONAMA, 2009).

Assim, o próprio princípio legal da gestão florestal brasileira indica que a colheita deve ser feita na mesma intensidade que a floresta se regenera, e quando os valores são incompatíveis, é preciso adequar a taxa de crescimento do talhão e/ou o ciclo de corte. Portanto, claramente o termo “manejo florestal sob regime de rendimento sustentado” proposto por Higuchi é tecnicamente mais adequado e assertivo do que o utilizado na legislação.

Atualmente, mesmo com todos os mecanismos legais de regulamentação e fiscalização, grande parte da exploração madeireira é ilegal e, embora as técnicas de manejo florestal tenham sido intensivamente aprimoradas na Amazônia brasileira nas últimas décadas, os avanços na sua

adoção pelas empresas madeireiras ainda são modestos, sendo que aproximadamente toda exploração madeireira executada na Amazônia brasileira ainda ocorre sem um manejo florestal significativo, com operações de baixa qualidade (ZARIN *et al.*, 2005; SABOGAL *et al.*, 2006).

Com uma abundante oferta de madeira originária de atividades ilegais ou através de exploração convencional (EC, também chamada de exploração predatória), não existe incentivo para a prática de manejo florestal sustentável e conservação florestal (ZIMMERMAN & KORMOS, 2012). Para evitar os efeitos negativos (nas florestas e na sociedade) da exploração madeireira predatória, diversos autores tem prescrito a adoção do manejo florestal (SABOGAL *et al.*, 2006) – o que faz bastante sentido pois, enquanto grandes porções da Amazônia brasileira estão abertas à exploração madeireira, trabalhar com empresários madeireiros para melhorar suas práticas se faz uma política pública de extrema importância (ZARIN *et al.*, 2005).

O fortalecimento do Sistema de Florestas Nacionais é uma das principais estratégias para oferecer áreas para exploração sustentável, aumentando o controle governamental sobre o setor de forma a coibir a ilegalidade e a informalidade do setor madeireiro. A aprovação em 2006 da Lei de Gestão de Florestas Públicas, relacionada ao ambicioso Programa Nacional de Florestas do Brasil, tem um grande potencial para promover um bom manejo florestal, monitoramento e implementação das leis, além de fornecer títulos de terra em uma região onde 45% do território é de terras devolutas ou em disputa – oferecendo, assim, uma oportunidade para uma reforma ampla no setor madeireiro (ZARIN *et al.*, 2005; MEIRELLES FILHO, 2006; SABOGAL *et al.*, 2006).

O objetivo dessa iniciativa era estabelecer 500 mil km² de florestas nacionais em toda a Amazônia até 2010 (ZARIN *et al.*, 2005), a fim de se atender às necessidades atuais e futuras de madeira por meio de uma rede de florestas públicas e privadas bem gerenciadas (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

Porém, conforme dados públicos do Serviço Florestal Brasileiro, até o momento de finalização do presente trabalho haviam sete áreas em concessão, totalizando aproximadamente 867,5 mil hectares no Pará e 168,3 mil hectares em Rondônia (Figura 1), apenas 2% do previsto inicialmente.

As unidades de manejo anuais variam de 17,2 mil a 134,2 mil hectares (área média de 57,6 mil ha), e arrecadaram entre 2010 e 2016 cerca de 31,4 milhões de reais (Figura 2), que foram distribuídos da seguinte forma, aproximadamente: 40% para o ICMBio, 20% para o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal (FNDF), 20% para os Estados e 20% para os municípios (SFB, 2017).

Apesar das concessões florestais estarem aquém em seu potencial, tanto em área como em infraestrutura e diversos aspectos políticos-administrativos (aspectos que não serão discutidos neste trabalho, mas estão publicados e analisados por Morgado *et al.*, 2016), esse modelo de uso e

ordenamento do solo amazônico é interessante e efetivo, devendo ser incentivado e aprimorado de forma a atrair investimentos para a região Norte.

Figura 0.: Localização das concessões florestais ativas. Mapa obtido em Morgado *et al.* (2016).

Figura 2: Evolução da arrecadação (em milhões de reais) das concessões florestais federais. O Valor Mínimo Anual (VMA) é um percentual do valor de referência do contrato, definido no edital de licitação, que representa “o montante mínimo a ser recolhido anualmente pelo concessionário, mesmo que naquele ano não haja produção”. A categoria “Demais Valores”, por sua vez, é todo valor recolhido acima do VMA, representando um percentual taxado sobre a produção anual. Os dados e definições foram obtidos em SFB (2017).

Todavia, o sistema de concessão depende da manutenção do interesse econômico em florestas públicas que, por sua vez, é dependente da perpetuidade de estoques de madeira com elevada atratividade comercial. Para garantir isso, pode ser necessário certo grau de domesticação da paisagem. Assim, até que ponto o manejo florestal ajuda ou impede a realização dos objetivos de conservação certamente depende das particularidades de um regime de manejo específico e da ecologia da floresta específica na qual esse regime é implementado (ZARIN *et al.*, 2005), além do entendimento do público e da sua aceitação das intervenções em ambientes naturais.

4.2. O manejo florestal como prática cultural

O entendimento do manejo florestal ser ou não uma estratégia viável para alcançar os objetivos de conservação e desenvolvimento depende da interpretação dessa atividade como algo natural ou como ações externas à natureza (ZARIN *et al.*, 2005).

A dinâmica das florestas tropicais está intimamente ligada às atividades humanas. Apesar de algumas regiões aparentemente não terem sido ocupadas, trabalhos científicos recentes têm revelado que as atuais estrutura, composição e distribuição geográfica das florestas tropicais possuem significativas heranças de sociedades pré-históricas (CHAZDON, 2016).

As alterações e impactos no meio ambiente causados por essas sociedades tiveram, e continuam a ter, um importante papel coevolucionário no processo de adaptação da humanidade, modelando as paisagens e ecossistemas para as formas que conhecemos hoje. Dessa forma, o manejo florestal teve (e continua tendo) um importante papel social no desenvolvimento das sociedades (REYES-GARCIA *et al.*, 2017).

Ao longo da História, diferentes sociedades reconheceram a importância das florestas como geradora de múltiplos recursos (DAVIS *et al.*, 2005), sendo que o seu manejo e a regulamentação dessa exploração foi mais ou menos assertiva (do ponto de vista da sustentabilidade) em função da disponibilidade dos recursos naturais e da incorporação da floresta na cultura desses povos.

É possível que as primeiras colonizações de florestas tropicais tenham ocorrido nas terras baixas e próximas à corpos d'água. Com o tempo, essas sociedades estruturaram a sua subsistência na exploração de recursos florestais e manejo do ecossistema – em particular, através do aumento da abundância e extensão geográfica de muitas espécies (arbóreas ou não) consideradas úteis (CHAZDON, 2016).

Dean (1996 *apud* PAIVA, 2015), em estudo da história de uso e ocupação da região da Mata Atlântica, afirma que povos pré-agrícolas já possuíam conhecimentos sobre diversas espécies de plantas que poderiam ser usadas para variados fins além do alimentício. Com isso, pode ter havido um período mais ou menos longo durante o qual a ocorrência de determinadas espécies pode ter sido estimulada ou prejudicada por iniciativa humana.

Levis *et al.* (2017) afirmam que o mesmo ocorreu na Amazônia, sendo que as atuais composição e estrutura das florestas pertencentes ao bioma foram significativamente influenciadas por atividades de sociedades pré-colombianas. Os pesquisadores encontraram correlação positiva entre riqueza e dominância (absolutas e relativas) de espécies domesticadas ou semi-domesticadas e a proximidade com sítios arqueológicos distribuídas por toda a Amazônia, levando à conclusão de que grupos humanos enriqueciam os ecossistemas e selecionavam espécies de interesse, de tal forma que atuais levantamentos florísticos podem estar indicando o resultado de séculos desse manejo – e, portanto, *“refutando fortemente a ideia de que as florestas amazônicas são intocadas pelo homem”* (LEVIS *et al.*, 2017).

Terrell *et al.* (2003 *apud* CHAZDON, 2016) apontam que a ecologia atual de determinadas espécies florestais deve considerar o conhecimento de usos antigos e da sua semidomesticação. Conforme os mesmos autores, mesmo que muitas das espécies utilizadas não fossem, totalmente domesticadas, as paisagens certamente eram.

A gradual transição de sociedades essencialmente caçadoras-coletoras para agricultores itinerantes (baseados no sistema de coivara ou derruba-e-queima), provocou uma intensificação do manejo dos recursos florestais, uma vez que

“(...) a capoeira que crescia nos antigos lotes agrícolas não era inteiramente abandonada, mas era cuidada de forma a explorar diversas espécies úteis comuns à floresta secundária. Inúmeras árvores ‘selvagens’ eram transplantadas durante a fase de cultivo e protegidas da competição à medida que a floresta se recuperava.”

DEAN (1996), p. 46

Porém, a intensificação não foi acompanhada de maior eficiência na exploração do agroecossistema. A coivara é extremamente redutivo pois praticamente toda a biomassa que existia

no local a ser explorado é transformado em cinzas, resultando em maior desperdício dos recursos florestais. Além disso, é provável que o aumento populacional não permitisse um intervalo de repouso da área longo o bastante para restaurar plenamente a floresta original, reduzindo a capacidade de regeneração da floresta e tornando insustentável esse tradicional sistema de agricultura (DEAN, 1996; CHAZDON, 2016).

Conforme Dean (1996), esse método de transformação da floresta pode ter resultado em modificação, seleção e/ou redução da complexidade, diversidade e biomassa em consideráveis extensões territoriais durante os mais de mil anos em que essa agricultura foi praticada antes da chegada dos europeus.

Assim, entende-se que as florestas tropicais são semidomesticadas, resultado do impacto frequente de um manejo sutil cujos efeitos ainda são notados mesmo séculos depois da intervenção humana ter cessado. Porém, isso ainda não é reconhecido por certos grupos sociais e científicos – o que se justifica, em uma abordagem mais filosófica, pelo fato de que o mito prístino é destruído, e os conceitos de “natureza” e “região selvagem” são desconstruídos (ZARIN *et al.*, 2005).

Attiwill (1994) aponta inclusive uma interessante questão psicológica: as árvores de grande porte transmitem a sensação de um ambiente estático, de pouca mudança, resultando em sentimentos de tranquilidade e segurança. Acreditar que esse ambiente é dinâmico e não intocável (e que a floresta somente é estática dentro da escala de tempo humana) acaba confrontando esse sentimento de segurança.

Zarin *et al.* (2005) sugerem que uma forma de se evitar o raciocínio polarizador de classificar áreas como naturais ou alteradas é reconhecer que a natureza de um ecossistema é, na verdade, um contínuo entre uma área totalmente domesticada para uma área selvagem. Nesse sentido, deve ser estimulada a difusão do termo “florestas produtivas” – entendidas como florestas que se regeneram naturalmente e são usadas para fins econômicos como a exploração madeireira e outras atividades extrativistas.

Na literatura florestal da América Latina, a ideia de florestas produtivas apresenta ênfase na promoção simultânea de conservação e desenvolvimento rural, que inclui a sustentabilidade ecológica, econômica e social. Essa ideia multidimensional tende a focalizar em serviços ambientais, competitividade financeira (no que se refere aos usos de terra alternativos) e distribuição equitativa de custos e benefícios entre populações residentes. Nos Estados Unidos, o conceito é definido como florestas destinadas para exploração econômica, mas com servidão ambiental e habitat da vida silvestre (podendo ou não também ser áreas de recreação), com importante papel de proteção contra a urbanização e a suburbanização (ZARIN *et al.*, 2005).

O crescente reconhecimento de que a dicotomia criada entre o “natural” e o “alterado” é artificial e frequentemente obstrutiva (PUTZ *et al.*, 2012) resulta na necessidade do entendimento que nem sempre as atividades antrópicas, modificadoras do ambiente, são degradadoras da natureza. Utilizando princípios ecológicos, as atividades de manejo podem ser incorporadas dentro da dinâmica dos ecossistemas, que são compostos por mosaicos em diferentes estágios de recuperação de distúrbios naturais (ZARIN *et al.*, 2005).

Assumindo também o fato de que existem limites na área de florestas que podem ser totalmente protegidas, a conservação da biodiversidade tropical ocorrerá significativamente em florestas destinadas para o manejo madeireiro (FREDERICKSEN & PUTZ, 2003), tanto em áreas públicas como em propriedades particulares.

O gerenciamento florestal com foco na produção madeireira, na conservação da biodiversidade ou qualquer outro objetivo principal, requer sempre a tomada de decisões que se baseia, invariavelmente nos valores da sociedade, além do conhecimento técnico (DAVIS *et al.*, 2005). Reconhecendo a importância do manejo florestal para a conservação de florestas naturais (SFB, 2013) e distinguindo-se extração predatória de madeira e gestão florestal responsável, torna-se possível focar os esforços na melhoria e otimização das práticas de manejo (PUTZ *et al.*, 2012) e, embora haja muito a fazer para aumentar a compatibilidade das operações florestais com objetivos de conservação e desenvolvimento, parece difícil afirmar que essas atividades são essencialmente degradadoras desses ecossistemas.

4.3. A gestão florestal manejando a sucessão ecológica

Diante da constante evidência de que grande parte da composição e estrutura dos ecossistemas atuais resultou de intervenções humanas sobre as quais a ciência moderna não tinha conhecimento, é imperativo não interpretar todas as intervenções como causadoras de degradação ambiental (ZARIN *et al.*, 2005), e passar a considerar que a exploração florestal é necessária e deve continuar, buscando constantemente a melhoria técnica e política de suas normas e diretrizes para garantir a sustentabilidade da atividade.

As florestas tropicais são frequentemente vistas como ecossistemas vulneráveis devido à sua complexa estrutura vertical, alta diversidade de espécies e intrincada rede de interações inter e intraespecíficas. No entanto, o que torna um ecossistema florestal frágil é, na realidade, a interferência na sua resiliência intrínseca (CHAZDON, 2016).

De fato, manejar uma floresta garantindo a manutenção da sustentabilidade ecológica requer que os recursos essenciais e os processos de sustentação do ecossistema não sejam interrompidos de maneira irreversível. São considerados particularmente importantes para atingir essa meta a ciclagem de nutrientes, conservação de solos e de recursos hídricos, a regeneração natural e o processo de sucessão ecológica (HIGMAN *et al.*, 2015).

Apesar de não existir consenso na sua definição exata, aceita-se o entendimento de que a sucessão ecológica (termo cunhado por John Adlum no século XIX) é o conjunto de modificações específicas, estruturais e de processos de uma comunidade em uma determinada área ao longo do tempo, a qual pode ou não ser consequência de algum tipo de perturbação externa, e promove o desenvolvimento de um ecossistema (PAIVA, 2015).

Essa dinâmica pode ser motivada tanto pela comunidade biológica quanto por fatores abióticos (incluindo fenômenos com significativa variância, como por exemplo a precipitação anual), de forma independente ou causal: os seres vivos modificam o ambiente físico, e essas modificações resultam em novas composições físicas, químicas e/ou de nichos ecológicos, selecionando assim novas espécies (ODUM, 2012; STUBLE, FICK & YOUNG, 2017).

Assim como todos os ecossistemas ao redor do mundo, as florestas tropicais estão naturalmente e constantemente sendo afetadas por uma variedade de distúrbios como fogos, ventos, tempestades, dinâmica de clareiras, ataques de fungos e insetos, terremotos, invasão por espécies exóticas, inundações e alterações causadas pelo homem – fatores esses que ocorrem em grandes variações de intensidade (ou magnitude), duração, tamanho, previsibilidade e intervalo de tempo de recorrência do impacto (ATTIWILL, 1994; CHAZDON, 2016).

Os distúrbios, definidos como qualquer evento que promove abertura no dossel da floresta (ENGEL & PARROTTA, 2008), compõem o princípio ecológico básico da exploração racional das florestas, pois se baseia no fato de que o desenvolvimento, a estrutura e as funções ecológicas são moldadas por esses fenômenos.

A dinâmica de recuperação das florestas tropicais após um distúrbio pode ser simplificada através de um modelo de cinco fases (ATTIWILL, 1994): a) momento em que ocorre o distúrbio, promovendo uma imediata queda na biomassa acumulada; b) a fase de reorganização, marcada por elevadas taxas de respiração, decomposição e disponibilidade de água no solo; c) fase de desenvolvimento, quando a biomassa acumulada atinge um máximo; d) fase de transição, com eliminação de indivíduos pioneiros na sucessão; e) fase de equilíbrio dinâmico da floresta, caracterizado por mosaicos de vegetação (“all-aged forest” ou “florestas inequidâneas”) que formam uma unidade estrutural.

Os processos de perturbação de um ecossistema podem ser classificados em um contínuo entre ocorrências endógenas, causadas por agentes internos ao ecossistema e que promovem a sucessão autogênica ou autogerada, e ocorrências exógenas, causadas por agentes externos ao ecossistema que estimulam a sucessão alogênica (ATTIWILL, 1994; ODUM, 2012).

A grande variação (no tempo e no espaço) das forças que influenciam e direcionam o desenvolvimento da estrutura, composição e funcionamento das comunidades biológicas caracteriza as formações florestais como entidades dinâmicas que estão sempre em fluxo, submetidas à tantas variáveis imprevisíveis no seu processo de desenvolvimento que a ciência utiliza o termo “sucessão estocástica” (RODRIGUES, BRANCALION & ISERNHAGEN, 2009; CHAZDON, 2016) para descrever a dinâmica e/ou a resposta de uma comunidade vegetal a um distúrbio.

Se faz importante destacar que a ideia de estocacidade não desconsidera que existe uma tendência no processo sucessionário, mas apenas indica que não existe uma direção preferencial, e são possíveis vários novos estágios climáceos (BRANCALION, GANDOLFI & RODRIGUES, 2015).

Dessa forma, o grau de estabilidade atingido por um ecossistema varia muito, dependendo do rigor do ambiente externo e da eficiência dos controles internos em manter a entropia baixa (ODUM, 2012). De maneira geral, o processo de recuperação de um ecossistema após um distúrbio pode ser descrito em termos de resistência e resiliência.

A resistência se refere ao grau, maneira e ritmo de absorção dos impactos pelas estruturas e funções ecossistêmicas, de *forma que o sistema se mantém constante mesmo após um distúrbio*. Esse conceito está relacionado com forças dissipativas, ciclagem rápida, baixo armazenamento e curtos tempos de rotação (ATTIWILL, 1994; ENGEL & PARROTTA, 2008; ODUM, 2012).

A resiliência de um ecossistema é uma característica de sistemas adaptativos complexos, e está relacionado com a *rapidez com que as variáveis de um sistema retornam ao equilíbrio após um distúrbio*. Essa capacidade é resultado da estrutura acumulada, significativos montantes de ciclagem e longos períodos de rotação. Acredita-se, apesar da pouca evidência científica, de que a resiliência de uma comunidade de plantas aumenta com a diversidade de espécies e a redundância de funções ecológicas (ATTIWILL, 1994; ENGEL & PARROTTA, 2008; CHAZDON, 2016).

Alguns indícios teóricos e empíricos sugerem que resistência e resiliência são inversamente proporcionais, ou até mesmo mutuamente exclusivos (ODUM, 2012). Em geral, os ecossistemas localizados em ambientes favoráveis tendem a exibir estabilidade mais devida à resistência do que à elasticidade, ocorrendo o contrário em ambientes físicos incertos. Além disso, acredita-se que a resistência diminui e a resiliência aumenta com a elevação da oferta de nutrientes limitantes – o que

ocorre em ecossistemas florestais maduros, caracterizados pela ciclagem de nutrientes bem estabelecida (NOSS, 2001; ODUM, 2012).

Nesse sentido, pode-se interpretar que o manejo madeireiro atua em ecossistemas que respondem aos distúrbios mais por resiliência do que por resistência. Uma vez que relativo estado de maturidade das florestas tropicais (provável máxima resiliência) ocorre no ponto em que a taxa de respiração é equivalente à taxa de fotossíntese e, consequentemente, a variação líquida de biomassa em um determinado período de tempo tende a zero (ATTIWILL, 1994; ODUM, 2012), e considerando que a sustentabilidade da exploração madeireira deseja manter talhões explorados com as mesmas capacidades ecológicas e de produção de madeira de florestas não manejadas (maduras), a variável resiliência parece se relacionar diretamente com biomassa.

Essa afirmação pode ser confirmada pelo trabalho de Roopsind *et al.* (2017), cujos resultados de 32 anos de monitoramento em florestas manejadas no Suriname apontam que a recuperação do estoque madeireiro é proporcionada essencialmente pelo crescimento das árvores residuais, sendo que a probabilidade dessa recuperação ocorrer diminui com o aumento da intensidade de colheita.

Mazzei *et al.* (2010) monitoraram durante quatro anos a dinâmica da biomassa de florestas de terra firme manejadas no estado do Pará, e também encontraram relação positiva entre o ganho anual de biomassa e área basal residual na floresta.

Higuchi *et al.* (1997 *apud* VIDAL, 2004), comparando o desenvolvimento de espécies comerciais após o desbaste de 25%, 50% e 75% da área basal de talhões de floresta naturais, relatam que o incremento volumétrico de espécies comerciais diminuiu com o aumento da intensidade do desbaste – sendo de 1,3 m³/ha/ano para a redução de 25%, 0,9 m³/ha/ano para a redução de 50% e 0,1 m³/ha/ano para a redução de 75%.

Trabalhando no estado do Amapá, Azevedo *et al.* (2008) compararam a dinâmica de talhões florestais manejados via EIR em diferentes intensidades de corte e de tratamentos silviculturais pós-colheita. Como principais resultados, foi observado que a exploração madeireira aliada aos tratamentos silviculturais teve efeito positivo sobre o crescimento da área basal, sendo encontradas maiores médias nos tratamentos de menor intensidade (menor remoção de área basal).

Dessa forma, se resiliência está relacionada com biomassa, e recuperação de biomassa se relaciona com área basal, parece ser possível utilizar a área basal como uma variável de referência para a manutenção da resiliência em talhões manejados.

A área basal (G) é definida como a área da secção do tronco a 1,30 m acima do nível do solo. O somatório das áreas basais de todos os indivíduos resulta na área basal da comunidade, variável interpretada como o grau de ocupação do terreno florestal ou densidade do povoamento. Os valores

de G para florestas tropicais geralmente variam entre 20 e 45 m²/ha (DURIGAN, 2006; MACHADO & FIGUEIREDO FILHO, 2009).

Portanto, a utilização da área basal, em especial quando relacionada com a distribuição diamétrica (MACHADO & FIGUEIREDO FILHO, 2009), parece ser mais adequada para descrever a estrutura da comunidade florestal do que o volume, uma vez que este reflete também o crescimento vertical da floresta (associado com qualidade de sítio, variável que o gestor florestal não consegue manejar) e não se relaciona diretamente com a ocupação do terreno.

Ao se monitorar a área basal dos povoamentos, além de se acompanhar a resiliência, se torna possível também o gerenciamento da distribuição diamétrica do povoamento e, ao ser um índice que destaca árvores de grande porte (a área basal aumenta exponencialmente com o aumento linear do diâmetro), pode ser utilizado para direcionar as ações de manejo evitando a desvalorização do estoque madeireiro pela excessiva retirada e/ou redução do diâmetro médio dos indivíduos comerciais.

A própria Resolução nº 406 do CONAMA, que atualmente define os parâmetros técnicos do manejo florestal madeireiro, evidencia a importância da área basal, pois é essa variável que deve ser analisada para a projeção do ciclo de corte. Conforme o artigo 7º da citada Resolução, “*A redução do ciclo de corte dependerá de comprovação da recuperação da área basal nas classes de diâmetro igual ou maior ao DMC [Diâmetro Mínimo de Corte] (...)*” (CONAMA, 2009).

Diversos trabalhos utilizam a área basal como referência para o planejamento do manejo madeireiro: Gardingen, Valle & Thompson (2006) afirmam que a colheita florestal não deve ser superior à cerca de 22% da área basal do estoque comercial (passível de corte); Zimmerman & Kormos (2012) recomendam que esse valor não ultrapasse 15% do total da floresta; Mazzei *et al.* (2010) indicam taxas de recuperação de biomassa da floresta insuficientes para um segundo ciclo de corte em parcelas cuja área basal é menor do que 19,4 m²/ha; por fim, Alder & Silva (2001) apontam que o manejo florestal no Pará seria sustentável por 200 anos se a colheita fizesse uma redução máxima na área basal de 2 m²/ha.

Por outro lado, De Graaf, Poels & Van Rompaey (1999) indicam que, no Suriname, os desbastes que reduzem a área basal total para cerca de 10 m²/ha (redução de 70% da área basal inicial, porém apenas de espécies não comerciais) são essenciais para a manutenção do incremento madeireiro em taxas comercialmente desejáveis. Apesar dessa discordância, os resultados desses autores vão de encontro com os citados anteriormente pois também afirmam que essa variável está diretamente relacionada com a capacidade de regeneração florestal.

Utilizar a área basal como um guia para a seleção de árvores a serem cortadas resulta necessariamente numa exploração com menores impactos na estrutura da floresta. Isso ocorre porque, considerando um teto para alteração na área basal, a seleção de árvores de grande porte resultaria em menos indivíduos cortados, pois cada árvore individual possui maior valor de G. Da mesma forma, para se aumentar o número de toras exploradas, seria necessária uma redução no diâmetro médio dos indivíduos – o que resultaria em uma menor alteração da estrutura florestal em função da manutenção de árvores grandes.

Uma vez que a área basal limita a alteração da estrutura florestal, e boa parte dos impactos físicos da exploração madeireira – impactos na estrutura da floresta que podem afetar a sua resiliência – podem ser controlados pelas técnicas de EIR, o próximo grande desafio do manejo florestal é garantir rendimentos regulares de madeira comercial (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a).

Esperar que todas as populações das espécies exploradas para madeira recuperem a volumetria pré-corte (sem que nenhuma intervenção seja feita e sob a prescrição de taxas de corte e retenção iguais para espécies com biologias distintas) é acreditar que a composição florística e estrutural existente antes da exploração era necessariamente o único estado de clímax aceitável daquela comunidade, e que o processo de sucessão ecológica é unidirecional – conceito que é amplamente considerado errôneo. As dinâmicas de florestas manejadas e não manejadas são diferentes e, portanto, a *“manutenção da composição de espécies (volume ou número de árvores) não é um critério razoável para [se avaliar] a sustentabilidade do manejo florestal”* (GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006).

Muitos dos conceitos de manejo são baseados na expectativa de que, se uma floresta é abandonada e não existem fatores de degradação, ela irá gradualmente retornar ao seu estado natural. Diversos termos técnicos utilizados, como “floresta clímax”, evocam essa noção (ATTIWILL, 1994). Porém, Rodrigues, Brancalion & Isernhagen (2009) apontam que essa forma de pensamento, apesar de já ter orientado a ciência e a prática de projetos florestais, é ultrapassada, pois

“Basear-se exclusivamente em um levantamento fitossociológico para caracterizar um ambiente [o que, na realidade do manejo madeireiro, pode ser entendido como o Censo Florestal] pode levar ao erro de retratar as características estruturais de um único momento da história natural daquele fragmento estudado. Ao compreender que os ecossistemas são sistemas abertos e que a florística e estrutura são influenciadas também por fatores externos àquela comunidade (...) admitiu-se a possibilidade de diferentes comunidades finais num mesmo ambiente (...). [Assim], aceita-se

hoje a ideia de ausência de um único ponto de equilíbrio: em uma comunidade natural, o 'clímax' está em constante mudança e os sistemas naturais poderiam apresentar comunidades clímax com diferentes características, inclusive florísticas e estruturais."

RODRIGUES, BRANCALION & ISERNHAGEN (2009), p. 35 - 37

Nesse sentido, as atuais composição e a estrutura do povoamento florestal – habitualmente tomadas como o ideal de uma floresta “saúdável” e, portanto, desejadas após o ciclo de rotação do manejo – são, na verdade, um produto da história do uso da terra e de contextos sociopolíticos, do impacto dos cipós no crescimento das árvores e outros efeitos secundários na biodiversidade (ZARIN *et al.*, 2005). Portanto, o processo sucessional é reconhecido como um fenômeno de ocorrência universal a que todas as vegetações estão sujeitas e que, embora tenda a ser direcional, não possui uma direção preferencial (BRANCALION, GANDOLFI & RODRIGUES, 2015).

Uma vez que a sucessão pode ocorrer seguindo múltiplas trajetórias e atingir diferentes “clímaces”, cuja comunidade final possui particularidades florísticas e estruturais definidas pelo histórico de perturbações naturais e humanas (RODRIGUES, BRANCALION & ISERNHAGEN, 2009), um plano de manejo madeireiro poderia ser considerado sustentável se a floresta remanescente possuísse as mesmas ou mais (ou de melhor forma, com maior resistência e/ou resiliência) funções e processos ecológicos e econômicos que a floresta original, mesmo se apresentasse alterações na composição florística.

Conforme Higman *et al.* (2015), a primeira colheita de madeira em florestas nativas consiste na retirada do capital acumulado de madeira, o qual foi construído ao longo de um grande período. Depois dessa primeira exploração, ocorre mudança na composição das espécies e nas classes de tamanho das árvores, que influenciam o crescimento da floresta remanescente. Portanto, florestas manejadas apresentam padrões de crescimento e desenvolvimento diferentes dos observados em florestas maduras – o que sugere que a comunidade se reorganizará de outra forma e não desenvolverá, pelo menos no primeiro momento, a mesma estrutura que existia antes do corte.

Após o distúrbio, “(...) a natureza produz uma recuperação da vegetação que mantém, em linhas gerais, a fisionomia preexistente, mas não recria uma composição e estrutura idênticas às iniciais (...) porque as condições que surgem após uma alteração nunca são exatamente as que levaram ao surgimento da vegetação que preexistia” (BRANCALION, GANDOLFI & RODRIGUES, 2015).

Conforme apresentado, uma outra formação estrutural daquela comunidade florestal não necessariamente significa perdas ecológicas ou funcionais e, portanto, não torna por si só a atividade madeireira insustentável.

Essa interpretação pode ser apoiada por Odum & Barret (2011) e Odum (2012). Os autores afirmam ser natural que o desenvolvimento da comunidade resulte em estrutura florestal distinta da existente anterior ao distúrbio. Esse fato é consequência da sucessão ecológica, e está relacionado com mudanças na repartição da energia, na estrutura das espécies e nos processos da comunidade, que busca diferentes formas de diminuir a entropia do ecossistema perturbado.

O termo “entropia” (de *en*, em; *trope*, transformação) é definido como uma medida da energia não disponível (energia térmica) que resulta das transformações ou degradação da energia em formas concentradas para formas mais dispersas – ou seja, um índice geral da desordem associada à degradação da energia (ODUM, 2012).

A entropia é um fator essencial para se entender a dinâmica do processo de regeneração florestal pois, assim como toda a biosfera, as comunidades florestais

“(...) apresentam a seguinte característica termodinâmica essencial: conseguem criar e manter um alto grau de ordem interna, ou uma condição de baixa entropia (pequena quantidade de desordem ou de energia não disponível em um sistema). Alcança-se uma baixa entropia por intermédio de uma contínua e eficiente dissipação de energia de alta utilidade (p. ex., luz ou alimento) para dar energia de baixa utilidade (p. ex., calor). No ecossistema, a ‘ordem’ de uma estrutura complexa de biomassa é mantida pela respiração total da comunidade, que ‘expulsa’ continuamente a desordem. (...) Quanto maior a biomassa, maior o custo de manutenção [da ordem interna, ou “antitérmica”]; mas, se o tamanho das unidades de biomassa (organismos individuais, por exemplo) for grande (como grandes árvores em uma floresta), diminui a manutenção antitérmica por unidade de estrutura de biomassa.”

ODUM (2012), p. 61 - 63

Portanto, parece plausível a interpretação de que a exploração madeireira é um distúrbio que promove, através da abertura de clareiras, pátios e estradas, a diminuição da interceptação da

radiação solar (“energia de alta utilidade”) e, portanto, aumenta a sua disponibilidade na floresta. Quando a intervenção não afeta a resiliência (capacidade de reparar o dano) da floresta, a comunidade vegetal responde a esse aumento súbito da entropia através do processo sucessional, que tende a reestabelecer o dossel. Uma vez que existe mais radiação direta disponível, e não existindo outros fatores limitantes (como déficit hídrico), ocorre o aumento da respiração e o crescimento de plantas em taxas maiores do que a situação pré-distúrbio – favorecendo, portanto, espécies que apresentam boa resposta à radiação solar direta e que apresentam taxas elevadas de crescimento (como espécies pioneiras).

A abertura do dossel também promove alterações microclimáticas em função da transformação de parte dessa energia em calor (aumento da entropia do sistema) que, consequentemente, reduzirá a umidade relativa da floresta (Figura 3). Essas modificações ambientais também impactam o padrão de crescimento da vegetação.

Figura 1: Esquema simplificado de mudanças no fluxo de energia em função de alterações da estrutura florestal que promovam a abertura do dossel. Figura elaborada pelo autor.

Portanto, garantir que, após o ciclo de corte, a floresta contenha floristicamente e volumetricamente o mesmo estoque madeireiro do momento pré-exploratório, ou um estoque dominado por um determinado grupo de espécies comerciais, são variáveis de interesse econômico e não necessariamente estão alinhadas com processos ecológicos. Nesse sentido, possivelmente a

sustentabilidade volumétrica somente será obtida através de intervenções silviculturais que favoreçam o desenvolvimento de indivíduos de interesse – e garantam, assim, a EMRS.

4.4. Importância socioeconômica da domesticação de florestas

Uma floresta manejada de forma adequada deve fornecer rendimentos regulares, equivalentes à produção da floresta. Essa regularidade é importante para assegurar um suprimento constante às indústrias, bem como para proporcionar renda sustentada (TAYLOR, 1969) à sociedade que está envolvida com a floresta. Gardingen, Valle & Thompson (2006) afirmam que o manejo florestal deve explorar meios de aumentar a produtividade das florestas para se atingir os objetivos econômicos da exploração e, ao mesmo tempo, atender às demandas da sociedade em termos de normas sociais e ambientais.

Manejar a floresta sob regime de rendimento sustentado é uma forma inteligente de uso do solo amazônico (HIGUCHI, 1994), particularmente pelo efeito que a regulação da estrutura de florestas nativas pode evitar o ciclo de “boom-colapso”² característico do histórico dos centros madeireiros da Amazônia brasileira (SCHNEIDER *et al.*, 2000; BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008). O plano de manejo deve buscar conseguir um rendimento por ano-safra (ou renda oferecida pelo capital “floresta”) aproximadamente regular. Essa estabilização não significa a simplificação da estrutura florestal ou a sua transformação em florestas equiâneas; conforme Taylor (1969), o que se faz necessário é balancear o incremento nas diferentes espécies e classes de diâmetros, retraindo inclusive parte desse incremento na própria floresta para consolidar o capital representado pelas árvores em crescimento.

A preocupação de Taylor em “reter parte do incremento na própria floresta” está de acordo com as discussões apresentadas em trabalhos mais recentes (MAZZEI *et al.*, 2010; EDWARDS *et al.*, 2014; HIGMAN *et al.*, 2015; AVILA *et al.*, 2017; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017), nos quais os autores afirmam que o incremento e a recuperação do estoque de madeiras comerciais nas florestas depende essencialmente de extrair menos produto do que o ótimo econômico, visando diminuir as

² O efeito de “boom-colapso” é descrito como uma consequência da exploração madeireira desordenada. Tipicamente, os pólos madeireiros iniciam suas atividades com cortes seletivos, extraíndo apenas espécies e indivíduos mais rentáveis. À medida que as madeiras de maior valor se tornam mais raras nas áreas adjacentes às serrarias, os madeireiros passam a ter a opção de ampliar o seu raio de ação (passando à explorar áreas intactas, mas cujo custo com infraestrutura e transporte passa a ser mais significativo) ou retornar às matas já exploradas antes do ciclo de rotação determinado – extraíndo indivíduos que foram poupados durante a operação de corte e passando a explorar espécies de menor valor econômico. Assim, de um desenvolvimento rápido e próspero, o mercado madeireiro daquela região passa a decadente e falido, até o momento em que as empresas migram para novas fronteiras abandonando de vez o local (SCHNEIDER *et al.*, 2000; BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

alterações na estrutura florestal (controle da redução da área basal e minimização de impactos físicos na floresta remanescente) e manter ou favorecer o desenvolvimento de indivíduos de maior porte na floresta – fatores que, conforme já apresentado, podem ser importantes para não afetar a resiliência e manter a produtividade florestal do talhão.

O termo “produtividade florestal” é utilizado para se referir ao conceito de produtividade líquida da comunidade que, conforme Odum (2012), é a taxa de armazenamento de matéria orgânica pelos vegetais não utilizada pelos heterótrofos. Simplificadamente, podemos entendê-la como o acúmulo de biomassa vegetal que não sofrerá herbivoria e nem será utilizado para respiração e metabolismo dos indivíduos – resultando, no contexto de manejo madeireiro, no incremento do estoque em pé de madeira (Figura 4).

A produtividade florestal, ou produtividade líquida da comunidade, é importante para o manejo florestal madeireiro pois representa o aumento real da biomassa da comunidade vegetal. Uma vez que produtividade expressa sempre uma taxa e, portanto, temos a variável “tempo” em seu denominador, a taxa de crescimento (ou incremento) médio daquela comunidade se dá pela divisão da biomassa (volume de madeira) acumulada durante o ciclo de rotação pelo tempo – compondo, assim, o Incremento Médio Anual (IMA).

Figura 1: Etapas do processo produtivo de um ecossistema. Figura elaborada pelo autor, adaptado de Odum (2012).

O modelo de manejo florestal executado hoje no Brasil se baseia no conceito de aplicar taxas de corte e períodos de espera equivalentes ao IMA da floresta como um todo. Na prática,

acredita-se que as florestas da região amazônica após a intervenção (colheita) cresçam entre 0,86 a 1,00 m³/ha/ano – e, portanto, para extrações variando entre 25 a 30 m³/ha, os ciclos médios são de 25 a 35 anos (CONAMA, 2009).

No macrocontexto da conservação de florestas tropicais através do uso responsável, a exploração madeireira baseada nas técnicas de EIR mantém substancialmente a biodiversidade e o carbono das áreas (OLIVEIRA *et al.*, 2005; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017). Porém, do ponto de vista ecológico, a determinação da taxa de corte pelo crescimento médio da floresta pode não fazer muito sentido principalmente pelo fato de que, ao se determinar um sistema de exploração pelo incremento médio da floresta, ignora-se o comportamento individual das espécies ou de grupos de espécies que apresentam comportamentos silvicultural (e sucessional) distintos. Dessa forma, apesar de teoricamente garantir a recuperação volumétrica do ecossistema, essa generalização compromete ou mesmo inviabiliza a recuperação volumétrica de espécies de interesse e o estabelecimento de uma produção florestal orientada para EMRS.

A proteção de áreas florestais manejadas e/ou acessíveis apenas será efetiva quando o manejo proporcione retornos econômicos competitivos com outros usos do solo (WADSWORTH, 2001; PUTZ & RUSLANDI, 2015). Assim,

“A redução do impacto da colheita, apesar de desejável e necessária, não irá por si assegurar produtividades futuras aceitáveis de florestas tropicais. A produtividade florestal não é uma simples função da proporção do talhão deixada intocável pela colheita. Em florestas totalmente “intocadas”, o incremento líquido tende à zero.”

WADSWORTH (2001), p. 51

Portanto, para a produção madeireira, o sistema somente será sustentável se a produtividade florestal garantir e/ou for orientada para o incremento de espécies comerciais. Em outras palavras, os processos de recuperação de uma floresta manejada devem ser realizados, em uma proporção economicamente interessante, por espécies de interesse madeireiro. Uma vez que a sucessão natural é estocástica e espécies não comerciais podem ocupar esses nichos, possivelmente a garantia do reestabelecimento de populações madeireiras somente ocorrerá através de intervenções silviculturais (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999; PEÑA-CLAROS *et al.* 2008a).

4.5. Sistemas silviculturais em florestas tropicais

A regulação da produção madeireira através de sistemas silviculturais é uma necessidade para o planejamento do manejo florestal, e deve ser aplicada na Amazônia brasileira (HIGUCHI, 1994; GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006).

Os sistemas silviculturais são definidos como sequências de inventários (amostragens) e operações de intervenção (RIBEIRO *et al.*, 2002) que visam conduzir a regeneração florestal e formar estoques de valor comercial. Foram iniciados nos ambientes tropicais apenas na segunda metade do século XIX através de adaptações de modelos clássicos desenvolvidos para florestas temperadas.

A Tabela 1 lista onze diferentes sistemas silviculturais aplicados nas florestas tropicais úmidas da Ásia, África e América, conforme apontado por Higuchi (1994), Ribeiro *et al.* (2002), Vidal (2004), Azevedo *et al.* (2008) e Souza & Jardim (s/d). Apesar de algumas variações entre os autores nas nomenclaturas utilizadas, os conceitos orientadores de cada sistema são semelhantes, permitindo o agrupamento em quatro categorias.

O primeiro sistema, denominado “Sistema de Corte Raso”, é um modelo monocíclico que se baseia na exploração total dos recursos disponíveis em um único momento (esgotamento do estoque), e condução da regeneração natural e/ou implantação de regeneração artificial com o objetivo de criação de florestas altas equiâneas (RIBEIRO *et al.*, 2002). Esse sistema foi considerado inadequado para o ambiente tropical, e atualmente apenas uma experiência iniciada no Peru, denominado de “Sistema de Faixas de Colheita”, trabalha com uma variação dessa metodologia (HIGUCHI, 1994).

O Corte de Melhoramento, transformado no Sistema Malaio Uniforme (SMU), foi o primeiro sistema silvicultural aplicado em florestas tropicais, e consiste na completa eliminação de indivíduos maiores que determinado diâmetro (no caso do SMU, DAP > 45cm) – e, portanto, a remoção total do dossel da floresta, objetivando grandes aberturas para favorecer o desenvolvimento da regeneração natural que, posteriormente, seria selecionada para manutenção apenas de indivíduos comercialmente desejáveis (HIGUCHI, 1994; RIBEIRO *et al.*, 2002).

Modelos semelhantes foram desenvolvidos na África e na América, até o desenvolvimento do Sistema de Cobertura Tropical (mais conhecido pelo termo em inglês: “Sistema Tropical Shelterwood”). Esse sistema, ao contrário do descrito anteriormente, não busca homogeneizar a estrutura florestal, mas sim preconiza favorecer o desenvolvimento da regeneração de espécies desejáveis sob árvores matrizes. Portanto, diferente do SMU, o Sistema de Cobertura Tropical já estipula que o favorecimento da regeneração não deve se originar pela eliminação do dossel, mas

sim por aberturas localizadas, em geral realizadas por envenenamento de espécies não comerciais e corte de cipós (HIGUCHI, 1994).

Tabela 0: Listagem dos principais tipos de sistemas silviculturais aplicados nas florestas tropicais. Adaptado de Higuchi (1994), Ribeiro *et al.* (2002), Vidal (2004); Azevedo *et al.* (2008) e Silva & Jardim (s/d).

Conceitos básicos do sistema	Ásia	África	América tropical
Corte raso da floresta, e recobrimento da área com regeneração natural ou artificial	Sistema de Corte Raso		
Exploração intensiva da floresta, buscando homogeneizar a composição florística e a idade das árvores remanescentes (condução de regeneração natural homogênea)	Corte de Melhoramento; Sistema Uniforme Malaio	Técnicas de Melhoramento de Povoamentos	Sistema Uniforme Malaio adaptado
	Sistema de Cobertura nos Trópicos		
Corte seletivo de árvores com um diâmetro mínimo em sistema policíclico (área colhida periodicamente); tratamentos silviculturais para favorecer a regeneração e o crescimento de indivíduos comercialmente desejáveis	Sistema de Seleção		Sistema de Seleção; Sistema CELOS; Sistema SEL; Sistema Silvicultural Brasileiro para Florestas de Terra Firme da Amazônia (SSB)
Exploração seletiva e enriquecimento da floresta através de regeneração artificial, principalmente para melhorar a composição florística ou manter espécies com escassez de regeneração natural	**	Sistema de Enriquecimento	

Uma vantagem ecológica desse sistema se dá pelo fato de que o dossel é removido gradualmente, possibilitando à regeneração se adaptar as novas condições de radiação solar. Esse sistema obteve sucesso técnico em talhões que possuíam regeneração avançada. Porém, possui uma execução complicada e relativamente cara o que, somado à insuficiência administrativa e pressão demográfica, resultou na descontinuidade de pesquisa e coleta de dados em áreas antigas (RIBEIRO *et al.*, 2002; VIDAL, 2004).

Os sistemas seletivos, por sua vez, são mais recentes e atualmente mais recomendados para as florestas tropicais (em especial nas Américas), mesmo que cada operação de manejo ocorra em florestas cujas particularidades devem ser consideradas no momento da elaboração do plano de manejo (SILVA & JARDIM, s/d). Os Sistemas de Seleção (SSE) não são orientados para a simplificação estrutural e florística do talhão, e utilizam a regeneração natural avançada como estoque a ser manejado. Esse modelo tem sido usado “*em países com dificuldade de financiar as atividades florestais e com altos custos de mão-de-obra*” (RIBEIRO *et al.*, 2002), e gerou algumas variações, como o CELOS (desenvolvido no Suriname), o SEL e o SSB (desenvolvidos no Brasil). Porém, todas as propostas apresentam em comum a presença de duas fases bem definidas:

- a) Exploração seletiva, planejada de forma a minimizar a abertura do dossel. Ao manter um dossel relativamente fechado na floresta, mas com áreas com maior incidência de radiação solar atingindo o sub-bosque da formação, cria-se heterogeneidade e a irregularidade da floresta que favorecem principalmente espécies na fase jovem que se regeneram sob o dossel;
- b) Atividades pós-exploratórias, a serem aplicadas com maior ou menor intensidade dependendo da necessidade de cada talhão em particular: correção dos danos da exploração, eliminação da regeneração de indivíduos indesejáveis e desbastes (mecânico ou químico) de liberação para indivíduos de médio e grande porte.

O primeiro item do SSE, que visa minimizar abertura do dossel, é um conceito bastante difundido pelas técnicas de EIR. Por sua vez, as atividades pós-exploratórias descritas no segundo item, são quase que inexistentes no Brasil (SOUZA *et al.*, 2015) e visam basicamente a redução da competição para favorecer a produtividade florestal das espécies comerciais – induzindo assim o desenvolvimento do estoque comercial.

Por fim, o Sistema de Enriquecimento³ visa basicamente a regeneração artificial em talhões explorados. Esses plantios, que podem ser combinados ou não com os outros sistemas, possibilitam a introdução de espécies não presentes originalmente no talhão ou a garantia do estabelecimento de juvenis das espécies com problemas na regeneração natural

Os trabalhos em sistemas silviculturais aplicados às florestas naturais têm sofrido constantes problemas de continuidade por falta de recursos financeiros e/ou rotatividade dos profissionais nas instituições de pesquisa, de forma que a silvicultura tropical na América ainda não passou do estágio de pesquisa (SILVA & JARDIM, s/d). Apesar da ampla variedade de tratamentos silviculturais possíveis, gestores de florestas tropicais raramente vêm essas técnicas aplicadas fora de parcelas experimentais (PUTZ & RUSLANDI, 2015). De fato, existe apenas um único estudo sobre tratamentos silviculturais sendo desenvolvido em escala operacional na Amazônia brasileira (GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006), e os experimentos no Suriname sobre o sistema CELOS são provavelmente os mais antigos trabalhos ainda em curso (ROOPSIND *et al.*, 2017).

4.6. Tratamentos silviculturais: aspectos técnicos e sócio-econômicos

Diversos estudos (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a; PENÃ-CLAROS *et al.*, 2008b; SCHULZE *et al.*, 2008; ARAUJO & SILVA, 2017; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017) indicam que em florestas manejadas, tanto por EC quanto por EIR, as taxas de crescimento das árvores são muito baixas para garantir um fluxo relativamente regular de madeira (pelo menos para os ciclos de corte previstos atualmente) e a frequência natural de ingressos de árvores de interesse comercial ao dossel é extremamente rara – promovendo assim a “extinção comercial das espécies”⁴. Wadsworth & Zweede (2006) estimam que o atual manejo utilizando técnicas de EIR na Amazônia

³ Conforme Brancalion, Gandolfi & Rodrigues (2015), a teoria que envolve a restauração florestal diferencia a técnica de introdução de indivíduos, através de plantio ou semeadura, em dois termos: “enriquecimento”, para se referir à regeneração artificial de espécies nativas ou não da fisionomia vegetal que, por diversas razões, não estão presentes em um determinado fragmento ou talhão florestal. Por sua vez, é utilizado o termo “adensamento” para tratar do aumento no número de indivíduos de espécies já existentes no talhão. Na literatura científica do manejo florestal madeireiro, o conceito de “sistema de enriquecimento” engloba as duas técnicas e, apesar de se concordar com a diferenciação apresentada, no presente trabalho o termo “enriquecimento” será utilizado para se referir à regeneração artificial de maneira generalizada, sem levar em conta a presença ou não das espécies introduzidas em determinado talhão.

⁴ O termo “extinção comercial” está relacionado com a desvalorização comercial da floresta – ou seja, quando aquela comunidade não apresenta mais um determinado nível, em quantidade (número de indivíduos) e/ou qualidade (dimensão das árvores e qualidade do fuste), de estoque madeireiro que justifique a sua exploração. Vale ressaltar que esse cenário não necessariamente representa uma floresta degradada ou a populações arbóreas ecologicamente afetadas ou extintas na área, mas apenas remete à uma situação na qual as espécies desejadas e os indivíduos comerciais existentes não viabilizam a exploração.

oriental “(...) *deixa mais da metade das árvores da próxima colheita crescendo em taxas correspondentes a rotação superior à um século para atingir 60 cm de diâmetro à altura do peito*”.

Dessa forma, a sustentabilidade volumétrica (e, portanto, o recrutamento e o incremento da população de árvores comercialmente interessantes) provavelmente só será atingida através da aplicação periódica de tratamentos silviculturais na floresta remanescente. Essas atividades são efetivas e desejáveis, influenciando significativamente a área basal e o volume das florestas manejadas e aproximando o manejo madeireiro da sustentabilidade (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2008; PEÑA-CLAROS *et al.* 2008a; SCHULZE *et al.*, 2008; KRISNAWATI & WAHJONO, 2010; PUTZ *et al.*, 2012).

O fato de se implantar tratamentos silviculturais que envolvam desbastes ou outras formas de aberturas de dossel não torna, por si só, o manejo insustentável, uma vez que a dinâmica de clareiras é a essência do estado de equilíbrio dinâmico das florestas multiâneas (ATTIWILL, 1994). Garantindo a funcionalidade e a eficiência biológica do sistema, favorecer determinadas espécies em detrimento de outras não se torna problema, pois *“a relação entre a diversidade de espécies e a estabilidade de um ecossistema é complexa e uma relação positiva pode, às vezes, ser secundária e não causal”* (ODUM & BARRETT, 2011).

Dessa forma, os tratamentos silviculturais no estoque remanescente devem promover o desenvolvimento de indivíduos comercialmente interessantes, e as operações de desfavorecimento de espécies não comerciais deve ser feita até o ponto em que não sejam afetados os processos ecológicos que garantem a sustentação e a produtividade da comunidade florestal. Ou seja, a sustentabilidade da aplicação de tratamentos se orienta pelo limite no qual as alterações na composição e estrutura florestal não comprometam as funções ecológicas, a produtividade florestal e a resiliência do ecossistema – fatores que Higuchi (1994) sumarizou como *“contínua operação da capacidade instalada para o desdobro do produto da floresta (...) sem comprometer a sua estrutura natural e o seu capital inicial”*.

Essa afirmação destaca a justificativa termodinâmica dos tratamentos silviculturais – e o objetivo que deve guiar o seu planejamento: o favorecimento de alocação da energia disponível no ecossistema para um determinado conjunto de espécies de interesse, de forma estimular o seu desenvolvimento e/ou estabelecimento naquele ambiente (ODUM, 2012). Aliando as atividades de campo (que promovem o manejo dos componentes bióticos) com previsões sobre variáveis abióticas (como previsões de períodos de seca, relacionados com menor incremento florestal, que podem orientar quando as atividades devem ocorrer), se torna possível um certo ajuste, ou pelo menos uma restrição, do sentido tomado pelo processo sucessional (CHAZDON, 2016; STUBLE, FICK & YOUNG,

2017) – e, portanto, a condução do desenvolvimento do ecossistema para a formação de estoques comercialmente mais interessantes.

O manejo florestal orientado para o rendimento sustentado de madeira demanda “(...) a conversão de uma floresta heterogênea, complexa e irregular, a uma mais homogênea, menos complexa – sem colocar em risco a biodiversidade – e que tenha uma quantidade maior de espécies comercialmente desejáveis” (HIGUCHI, 1994). Porém, uma vez que envolvem a domesticação intencional da floresta, as intervenções de silvicultura necessárias para a EMRS são “*difícilmente aceitas por muitos ambientalistas*” (ZARIN *et al.*, 2015).

Os tratamentos silviculturais devem ser entendidos como uma intensificação do sistema de produção florestal – intensificação essa que não deve resultar na exploração excessiva dos recursos naturais, mas sim em melhor eficiência no ecossistema, de forma que os processos ecológicos estejam orientados para favorecer a produção dos bens de interesse.

Apesar de reconhecer a importância dos processos ecológicos e incentivar estudos que busquem identificar, quantificar e determinar métodos de manejo desses processos, não é objeto do presente trabalho tratar desse tema. O último item deste capítulo irá pontuar alguns aspectos considerados importantes para orientar a sustentabilidade ambiental do manejo florestal, mas o desenvolvimento do presente texto se concentrará na descrição e no entendimento dos tratamentos silviculturais como intervenções que visem garantir a manutenção da produção madeireira e, consequentemente, do valor econômico da floresta.

Dentre as opções de tratamentos silviculturais, o enriquecimento e os desbastes objetivando o favorecimento de indivíduos comerciais são as operações mais comuns. Porém, apesar do enriquecimento permitir a domesticação com as menores alterações na estrutura do povoamento (RIBEIRO *et al.*, 2002), essa técnica tem se mostrado inviável do ponto vista econômico.

Isso ocorre principalmente pelo fato de que a maioria das espécies florestais, incluindo todas as espécies de alto valor madeireiro, apresentam elevada mortalidade de sementes e mudas em ambientes naturais (ZIMMERMAN & KORMOS, 2012) o que leva à necessidade de semeadura ou plantio de um grande número de indivíduos e/ou em extensas áreas, além da manutenção e monitoramento periódico das mudas e, eventualmente, o replantio – atividades que representam significativos investimentos financeiros, cujo possível retorno ocorrerá apenas em longo prazo.

Araújo & Silva (2017), trabalhando em florestas manejadas no estado do Acre, fizeram o enriquecimento de 100 clareiras com 1.273 mudas de 10 espécies florestais. As áreas tiveram quatro manutenções anuais, e foram monitoradas ao longo de 48 meses. Os resultados apontam que cerca de 66% das mudas estavam debilitadas ou mortas após o primeiro ano – percentual elevado para

76% após os quatro anos; apenas três das 10 espécies apresentaram taxa de sobrevivência acima de 50%. A altura total média foi de 1,52 m e o diâmetro médio do talo (10 cm acima do solo) registrado foi de 1,88 cm. Os autores apontam que os principais causadores da falta de vigor das mudas foram danos mecânicos e ataque de insetos.

Avaliando mudas de cinco essências florestais plantadas para fins de enriquecimento de florestas naturais alteradas no estado do Pará, Erdmann (2015) encontrou após 19 meses mortalidade média de aproximadamente 25% e altura total média de 66 cm. A autora apontou como fatores relacionados com problemas de estabelecimento das mudas a herbivoria, competição com outras plantas e exposição à radiação solar (maior quantidade de radiação difusa e exposição direta à radiação solar favoreceram o desenvolvimento das plantas).

Ribeiro *et al.* (2002) apontam que a sobrevivência e o desenvolvimento das mudas em intervalos de tempo comercialmente aceitáveis estão relacionados com a incidência de radiação solar, se fazendo necessária a abertura (eliminação completa da competição) de faixas de pelo menos 5 metros de largura, que posteriormente devem ser submetidas à tratos culturais intensivos. Dessa forma, os mesmos autores afirmam que essas atividades, essenciais para o sucesso do enriquecimento, apresentam custos elevados e acabam criando locais favoráveis à permanência e passagem de fauna, que podem provocar danos consideráveis às mudas por pisoteamento e herbivoria.

Também no estado do Pará, Jennings *et al.* (2001) implantaram 2.700 mudas de seis espécies florestais (uma pioneira, três exigentes de luz e duas tolerantes à sombra, de altura aproximadamente igual) em um gradiente de exposição à radiação solar (4 a 18%) criado artificialmente. Os autores observaram, após 25 meses de experimento, maiores taxas médias de sobrevivência na condição de maior exposição à radiação solar direta (mortalidade média de 47% quando a abertura do dossel era de 4% (parcela testemunha), e mortalidade média de 15% na abertura do dossel de 18%). Além disso, os maiores incrementos médios da altura das mudas ocorreram nas aberturas de dossel entre 14 e 18% (as duas classes de maior exposição à radiação solar), onde as mudas variaram de 100 a 240 cm de altura – contra a altura de 20 a 100 cm atingida pelos indivíduos plantados em condição de maior sombreamento (parcela testemunha).

Schwartz *et al.* (2013) utilizaram as clareiras originadas pelo manejo de impacto reduzido como local de estudo para os seguintes tratamentos: T1: plantio de enriquecimento de 1.520 mudas de 10 espécies comerciais (152 mudas por espécie) e posteriores tratos culturais (coroamento de 50 cm ao redor das mudas e remoção de qualquer vegetação espontânea com altura inferior à 2 metros); T2: apenas a condução da regeneração natural (mesmos tratos culturais descritos

anteriormente) e; T3: clareiras monitoradas como testemunha. Após quatro anos de avaliação, os principais resultados dos autores foram: a) as menores taxas de mortalidade ocorreram em T2 (3%), e a mortalidade em T1 foi semelhante à T3 (cerca de 10%); b) a necessidade e a frequência de tratamentos silviculturais diminuíram em T2 ao longo do tempo, mas aumentaram em T1; c) as taxas médias de incremento diamétrico em T2 em comparação com T1 são cerca de 35 a 100% maiores para os indivíduos dominantes, e aproximadamente 35% maiores quando avaliados todos os indivíduos.

Fora do Brasil, os resultados de 15 anos de monitoramento feitos por Putz & Ruslandi (2015) na Indonésia indicam que 70% das mudas estabelecidas no sistema de enriquecimento atingiram 40 cm de DAP em 25 anos, desde que implantadas em faixas de 3 metros de largura totalmente “limpas” de outros indivíduos.

Na Amazônia boliviana, Peña-Claros et al. (2008b) avaliaram o crescimento da regeneração natural de plântulas (< 30 cm de altura), mudas (entre 30 e 150 cm de altura) e varas (maior que 150 cm de altura e DAP < 10 cm) em talhões florestais submetidos à diferentes intensidades de intervenção, dividindo as espécies em três grupos (tolerantes à sombra, intermediários e pioneiros). Os resultados apontam que, para os três grupos, a maior exposição à radiação solar promoveu maior crescimento em altura: em condição de total sombreamento, as tolerantes à sombra e pioneiras cresceram, respectivamente, 2 e 4 cm por ano; quando totalmente expostas à radiação solar, regenerantes desses grupos apresentaram incrementos em altura de 30 a 65 cm por ano.

Todos os resultados apresentados apontam que o sucesso do enriquecimento parece estar inversamente relacionado com a manutenção da estrutura florestal: quando mais intensiva a abertura do dossel e a redução da competição com indivíduos espontâneos, mais satisfatório é o desenvolvimento das mudas implantadas.

Porém, essas alterações intensivas são contrárias aos princípios da EIR de diminuir os danos, comprometem a resiliência do talhão, encarecem o manejo (pois demandam mais operações para conduzir a floresta) e podem impossibilitar a sustentabilidade do projeto florestal (BARRETO *et al.*, 1998; FREITAS & PINARD, 2008; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a; ESPADA *et al.*, 2012).

Dessa forma, o enriquecimento tem sido considerado um tratamento silvicultural caro, com produtividade insuficiente e crescimento geral baixo, devendo ser estabelecido apenas em florestas cuja regeneração natural é esparsa, o estoque de árvores comerciais jovens é baixo ou inexistente e/ou o dossel está suficientemente aberto para favorecer o desenvolvimento das mudas e o estabelecimento de povoamentos de alto fuste (RIBEIRO *et al.*, 2002; VIDAL, 2004; SCHWARTZ *et al.*, 2013; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017; SILVA & JARDIM, s/d). Para florestas com abundante regeneração de espécies comerciais, o plantio de enriquecimento é recomendado apenas para as

manchas juvenis (dominadas por árvores com DAP entre 5 e 15 cm) cuja densidade de espécies comerciais seja inferior à 30% dos indivíduos (AMARAL *et al.*, 1998).

A heterogeneidade de idades e de espécies característica das florestas tropicais sugere fortemente que o manejo madeireiro deve se focar na condução do estoque remanescente (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999), e têm-se recomendado que “(...) *mais uso seja dado à regeneração natural do que ao plantio* [de enriquecimento]” (PUTZ & RUSLANDI, 2015), de forma que o manejo da regeneração avançada, preconizado pelo Sistema de Seleção, parece ser a técnica mais viável para a condução de povoamentos florestais.

Os tratamentos silviculturais recomendados no SSE são também os mais recorrentes na literatura científica da área, sendo preferido o desbaste químico, via envenenamento, ao desbaste mecânico, cortando ou anelando as árvores competidoras (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a; AVILA *et al.*, 2017; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017). Testado em florestas tropicais desde 1930 (no Brasil, a partir de 1980), o desbaste químico também é recomendado por apresentar maior efetividade, em especial para as espécies que apresentam reentrâncias no fuste e/ou com elevada capacidade de regeneração de danos mecânicos (COSTA, SILVA & SILVA, 2001).

Essa técnica, que pode ser aplicada uniformemente em todo o talhão (“desbaste de refinamento”) ou apenas ao redor de árvores selecionadas (“desbaste de liberação”), é mais barata do que o desbaste mecânico e mantém a árvore morta em pé, evita danos nos indivíduos remanescentes (AVILA *et al.*, 2017), garante maior efetividade da operação (baixo ou nulo percentual de árvores que sobrevivem), acelera o tempo de resposta do tratamento (rápida mortalidade, em comparação ao anelamento mecânico) e permite que gradualmente o entorno se adapte às novas condições de incidência da radiação solar.

O trabalho de Souza *et al.* (2015) confirma algumas dessas afirmações. Apresentando dados de talhões que foram tratados com desbaste mecânico de liberação via anelamento, os autores mostram que no ano seguinte ao tratamento, apenas 32% das árvores tinham morrido, percentual elevado para 69% após 4 anos. As parcelas tratadas apresentaram diferença estatística no crescimento com parcelas não tratadas (testemunha e apenas manejo), mas não houve diferença entre o incremento de parcelas que tiveram o anelamento e parcelas que foram tratadas apenas com o corte de cipós. Assim, esses resultados sugerem que o anelamento mecânico não foi efetivo em termos silviculturais e econômicos, pois o investimento realizado nessa operação não apenas promoveu pouco ganho (pois a parcela apenas com corte de cipós resultou no mesmo crescimento), como também foi em parte perdido (31% das árvores não morreram).

Porém, mesmo com essa questão, as parcelas tratadas apresentaram incrementos maiores do que parcelas nas quais ocorreu apenas a colheita guiada por técnicas de impacto reduzido, de forma que a utilização de intervenções silviculturais com o objetivo de elevar a produtividade comercial da floresta pode representar uma ferramenta silvicultural de grande relevância para a sustentabilidade da produção florestal (SOUZA *et al.*, 2015), e a literatura recente tem apresentado diversos estudos que mostram o sucesso do manejo florestal com tratamentos silviculturais orientados para favorecer as espécies comerciais.

Utilizando desbaste químico, Peña-Claros *et al.* (2008a) obtiveram aumentos das taxas de crescimento de árvores comerciais de 9 a 27% como resposta do sistema de manejo EIR com tratamentos silviculturais em comparação com florestas manejadas apenas por diretrizes da EIR. Os resultados também apontam maiores incrementos diamétricos, em todos os grupos sucessionais, de árvores mais expostas à radiação solar e com menor cargas de lianas. Conforme os autores, *“desconsiderando potenciais efeitos de competição no solo, o aumento das taxas de crescimento pode ser atribuído à maior disponibilidade de luz nas copas das árvores de interesse e menor competição de cipós e lianas”*. Wadsworth & Zweede (2006) obtiveram resultados parecidos, registrando aumento de 20% no incremento volumétrico e de 25% no incremento de área basal após 5,7 anos da operação de desbaste químico de liberação para favorecer indivíduos comerciais em um talhão manejado no estado do Pará.

Na Amazônia boliviana, Villegas *et al.* (2009) apontaram aumento médio de 22 a 27% (máximo de 58%) nas taxas de crescimento dos indivíduos favorecidos em talhões submetidos à tratamentos silviculturais (corte de cipós e desbaste químico de liberação) após colheita de impacto reduzido, quando comparado com talhões apenas explorados via EIR. Os tratamentos leves (7,1 árvores/ha liberadas de lianas e desbaste químico em 2,6 árvores não comerciais/ha) promoveram taxas iguais ou maiores de incremento diamétrico do que os tratamentos mais intensivos, sendo portanto mais eficientes.

Avila *et al.* (2017) indicam que as melhores recuperações volumétricas do estoque de espécies comerciais 30 anos após as explorações madeireiras ocorreram em talhões que foram submetidos à tratamentos silviculturais leves e médios (desbaste químico eliminando respectivamente 0,9 e 4,7 m²/ha), que recuperaram 48% e 57% do volume das espécies manejadas e 143% e 101% do volume total de espécies comerciais no talhão. A floresta que não teve outra intervenção além da colheita e o talhão com tratamento silvicultural pesado (desbaste químico eliminando 9,2 m²/ha) recuperaram respectivamente apenas 28% e 19% do volume das espécies manejadas, e 83% e 27% do volume total de espécies comerciais no talhão.

Vidal (2004) apresenta dados de desbaste mecânico (uma e duas operações) em clareiras, visando diminuir a competição para favorecer arvoretas de valor madeireiro. Os resultados apontam boa resposta dos indivíduos ao tratamento silvicultural, com aumento de 115% na taxa de crescimento diamétrico – favorecendo, inclusive, espécies tolerantes à sombra. A análise estatística do trabalho apontou que o crescimento observado não está relacionado com o tamanho da clareira, e sim com o tratamento aplicado.

Em experimento de longo prazo no Suriname, pesquisadores compararam diversos programas de desbastes químicos em talhões manejados (exploração + tratamento) com uma parcela que foi apenas explorada. Como principais resultados, os incrementos em área basal foram na média duas vezes maiores em talhões que receberam tratamentos silviculturais (2 a 4% ao ano) do que na parcela sem tratamento (apenas explorada, com incremento de 1 a 2% ao ano). Os tratamentos mais intensivos promoveram maiores taxas de crescimento, porém também maior mortalidade – de forma que a melhor eficiência técnica ocorreu no tratamento com um desbaste pesado de refinamento inicial (redução de 70% da área basal total, 100% em espécies não comerciais) e um desbaste de liberação 8 anos após o tratamento anterior (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999).

Souza *et al.* (2015), apresentam resultados de talhões em Paragominas (estado do Pará) que foram manejados com EIR e algumas parcelas submetidas à desbastes mecânicos (via anelamento) e corte de cipós em diferentes combinações. Os autores concluíram que parcelas que tiveram tratamentos silviculturais (anelamento + corte de cipós, e apenas corte de cipós) apresentaram taxas de crescimento diamétrico de 11 a 21% maiores do que as parcelas testemunha (sem manejo) e apenas com EIR (sem tratamentos posteriores), sendo essa diferença estatisticamente significativa.

Na Bolívia, Peña-Claros *et al.* (2008b) realizaram tratamentos silviculturais de desbaste químico de liberação, corte de cipós, escarificação do solo em clareiras e desbastes de refinamento em diferentes intensidades e combinações, acompanhando os talhões por 4 anos. O tratamento mais intensivo promoveu ganhos de incremento de 25% em altura e 34% em diâmetro quando comparado com o talhão submetido apenas à colheita via EIR. Em relação à testemunha (talhão não manejado), as variáveis são respectivamente 47% e 51% maiores. Os autores apontam que os tratamentos são importantes pois proporcionam maior exposição à radiação solar – variável que explicou 26% do crescimento das árvores. Apesar das pioneiras apresentarem maiores respostas aos tratamentos, o agrupamento sucessional respondeu por apenas 0,3% da variação dos incrementos.

No estado do Amazonas, talhões submetidos à desbaste via anelamento apresentaram na média incremento diamétrico anual cerca de 1,8 vezes maior do que as parcelas testemunhas, apenas manejadas (HIGUCHI *et al.*, 1997 *apud* AZEVEDO *et al.*, 2008).

Alguns experimentos em florestas tropicais fora do domínio amazônico também têm mostrados resultados semelhantes, apesar das diferenças florísticas. Atuando na Indonésia, Krisnawati & Wahjono (2010) acompanharam durante 7 anos o desenvolvimento de um talhão manejado submetido posteriormente a desbaste químico, e encontraram aumento de 62 a 97% no incremento diamétrico de indivíduos comerciais. Apesar dos maiores incrementos ocorrerem em espécies dipterocarpaceas (dominantes naquela formação), espécies comerciais não pertencentes a esse grupo também responderam satisfatoriamente aos tratamentos silviculturais. Os autores afirmam que o aumento nas taxas de crescimento pode ser explicado principalmente pela maior exposição das copas à radiação solar, promovendo melhores condições de crescimento.

Em relação ao custo do desbaste químico, foram encontrados apenas dois trabalhos que publicaram a informação. Costa, Silva & Silva (2001) apontam que o desbaste químico apresenta custo total (arboricida + mão-de-obra) médio de R\$ 4,67 ± 3,23 por árvore, em valores atuais⁵. Por sua vez, Oliveira *et al.* (2009) chegaram ao valor de R\$ 9,12 por árvore efetivamente morta, e R\$ 6,30 por árvore tratada (cerca de 39% das árvores tratadas não morreram).

Esses custos são superiores aos obtidos em trabalhos realizados na Indonésia e no Suriname, cujo custo médio total do desbaste foi de R\$ 3,17 ± 1,62 em moeda corrigida (SIST & ABDURACHMAN, 1998; JONKERS, 1987 *apud* COSTA, SILVA & SILVA, 2001).

Uma vez que os efeitos da colheita madeireira nas taxas de crescimento de florestas tropicais parecem não ser mais significativas após uma década, com baixo crescimento ao longo do tempo, a realização periódica de tratamentos silviculturais nesse intervalo pode ser importante para manter essas variáveis em ritmos comercialmente coerentes e garantir a viabilidade técnica-econômica da exploração (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2008; KRISNAWATI & WAHJONO, 2010; MAZZEI *et al.*, 2010; SOUZA *et al.*, 2015; AVILA *et al.*, 2017).

A referência de uma década como o intervalo ideal entre tratamentos silviculturais para manter elevada a taxa de crescimento do talhão já era recomendada para a Amazônia brasileira por Amaral *et al.* (1998). Os autores afirmam que “(...) os povoamentos jovens (árvores com DAP entre 5 e 25 cm) possivelmente necessitem de tratamentos duas vezes antes do corte das árvores, enquanto que os povoamentos intermediários (25 a 45 cm) apenas um tratamento é suficiente”.

⁵ A correção dos valores foi feita através do IPCA (Índice de Preços ao Consumidor Amplo), cuja série histórica foi obtida no site oficial do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), disponível em: <goo.gl/TJkGq6>. Acesso em 04 de dezembro de 2017.

Em termos socioeconômicos, podemos entender também que, uma vez que os tratamentos silviculturais demandam investimentos financeiros (que somente serão resgatados no futuro), a sua execução representa comprometimento dos responsáveis pelo manejo para com aquele projeto florestal – algo importante para garantir a permanência do empreendimento na região e, de fato, a sustentabilidade do manejo (HIGMAN *et al.*, 2015).

Além disso, o investimento em tratamentos silviculturais resulta em valorização do capital natural e, assumindo-se que essas intervenções proporcionam melhoria do estoque de madeira sem comprometer serviços e funções ecológicas da floresta, temos a formação e a manutenção de florestas com significativo interesse econômico e potencial geração de renda por longo prazo – o que favorece o desenvolvimento de uma economia de base florestal.

A intensificação dos sistemas de manejo em florestas naturais pode promover a conservação uma vez que aumentam o valor financeiro da floresta e diminuem a atratividade da conversão dessa área para plantações ou outros usos não-florestais da terra (AVILA *et al.*, 2017; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017). Sendo os trabalhos florestais regulares no tempo e que resultem de fato em uma valorização do estoque de madeira, temos o interesse dos “stakeholders” em manter a floresta em pé – e, portanto, a área como um todo será protegida, criando uma “cultura florestal” (Figura 5) como a existente em diversos países do mundo.

Figura 1: Dinâmica de uma floresta manejada em função da qualidade da sua regeneração após a primeira exploração madeireira. Figura elaborada pelo autor.

A “cultura florestal” é definida por Meirelles Filho (2006) como o conjunto de conhecimentos que capacitam o homem a utilizar e transformar o ambiente da floresta tropical para a sua sobrevivência e a produção de bens e serviços. Nesse cenário, os recursos naturais deixam de ser considerados simples matérias-primas, e passam a ser interpretados como fatores de produção que contém, abastecem e sustentam o conjunto da economia, sendo limitantes para o desenvolvimento econômico (HAWKEN, LOVINS & LOVINS, 1999).

A manutenção e o aumento do “fluxo de serviços dos sistemas industriais no futuro, para atender a uma população crescente” depende essencialmente de conservar a capacidade produtiva dos sistemas vivos, e orientar parte de sua produtividade para favorecer os bens de interesse – o que somente será possível com investimentos no capital natural (HAWKEN, LOVINS & LOVINS, 1999) que manipulem os ambientes naturais até determinado limite no qual não são afetados os seus mecanismos de resiliência e sustentação.

Dentro dessa discussão sobre o limite da domesticação florestal, Putz & Ruslandi (2015) afirmam que *“o final de um contínuo da intensificação silvicultural é a conversão de florestas naturais em plantações monoculturais, o que consideramos desmatamento (...). Entre a conversão para plantações e a seleção de árvores individuais utilizando EIR, existe uma ampla variedade de intervenções silviculturais (...)”* possíveis de serem aplicadas nos talhões manejados.

Zarin *et al.* (2015) afirmam que nunca poderemos provar tecnicamente que uma floresta é manejada de forma verdadeiramente sustentável, mas o manejo florestal sustentável deve ser sempre um objetivo para o qual aqueles que exercem essa atividade devem empenhar-se quando usam as técnicas de exploração de impacto reduzido e outros tratamentos silviculturais necessários para se obter uma EMRS.

A complexidade de fatores bióticos e abióticos interagindo entre si de maneiras distintas entre anos e entre sítios afetam a sucessão ecológica, regeneração e o crescimento de árvores remanescentes, de forma que garantir que uma floresta atinja uma composição florística específica pode se tornar um desafio para o gestor dessa paisagem e para a ciência da silvicultura tropical (AVILA *et al.*, 2017; STUBLE, FICK & YOUNG, 2017).

Reconhece-se que, quando o manejo de uma floresta é orientado para um único produto, pode afetar a capacidade dessa floresta de fornecer outros serviços ou produtos. Porém, não é possível maximizar a produção de todos os bens e serviços ao mesmo tempo, de forma que passa a ser responsabilidade dos gestores florestais e da legislação definirem um equilíbrio entre os diferentes objetivos do manejo a serem alcançados (HIGMAN *et al.*, 2015).

4.6.1. Aspectos negativos dos tratamentos silviculturais

Existe consenso entre pesquisadores de que os tratamentos silviculturais aumentam significativamente o incremento de árvores em florestas tropicais, de forma que essas técnicas podem ser de grande relevância para a sustentabilidade da produção florestal (SOUZA *et al.*, 2015).

Porém, a complexidade de fatores que afetam a regeneração florestal no período pós-manejo é um desafio para a silvicultura tropical, e muito pouco se sabe sobre os efeitos de médio-prazo da colheita e dos tratamentos silviculturais na regeneração de estoques madeireiros de interesse comercial (PETROKOFKY *et al.*, 2015 *apud* AVILA *et al.*, 2017).

Contudo, ainda são escassas informações sobre o comportamento das espécies, o que dificulta a prescrição de tratamentos silviculturais mais adequados (SOUZA *et al.*, 2015), e a relativa baixa densidade que a maioria das espécies ocorre resulta em variações espaciais significativas de composição e dinâmica da floresta, o que pode levar a erros de interpretação e de recomendações silviculturais quando a comunidade florestal é avaliada por parcelas pequenas ou estatisticamente inválidas (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008b).

Assumindo-se a efetividade e a recomendação técnica do desbaste químico em relação ao desbaste mecânico (COSTA, SILVA & SILVA, 2001; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a; AVILA *et al.*, 2017; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017), torna-se necessário entender o ciclo dos produtos químicos no ambiente florestal, prevenindo possíveis contaminações e/ou derivas e garantindo a segurança dos trabalhadores envolvidos.

Por fim, outra questão recorrente acerca dos tratamentos silviculturais, de cunho mais gerencial do que técnico, é como definir, no longo prazo, quais espécies não serão de interesse comercial? A opção de desfavorecer um determinado grupo de espécies deve ser feita com cautela, assumindo-se o risco de eliminar indivíduos que no futuro poderiam ter interesse comercial⁶.

A intensificação silvicultural é uma demanda (talvez até seja essencial) para garantir a regularidade da exploração madeireira e promover a conservação das florestas tropicais (WADSWORTH, 2001; FREDERICKSEN & PUTZ, 2003; WADSWORTH & ZWEEDE, 2006; VILLEGAS *et al.*, 2009; PUTZ *et al.*, 2012; PUTZ & RUSLANDI, 2015). Dessa forma, os tópicos apontados como atuais problemas ou dúvidas em relação aos tratamentos silviculturais não devem ser interpretados como

⁶ O mercado madeireiro possui alguma resistência à entrada de novas espécies, e o leque de espécies efetivamente comercializadas muda mais em função de variáveis no cenário político-econômico e taxas de uso das florestas mais próximas aos pólos madeireiros do que em função de avanços no conhecimento sobre a tecnologia da madeira e usos potenciais de novas espécies.

impeditivos à sua aplicação e recomendação, mas sim como questões que a ciência florestal deve se preocupar em responder para promover a sustentabilidade do manejo florestal.

4.7. Parâmetros orientadores para as intervenções silviculturais

O manejo florestal terá sempre algum impacto sobre a floresta, não importando se ele é bem feito (HIGMAN *et al.*, 2015). O julgamento e a classificação dos efeitos das intervenções humanas (gestão e/ou manejo) nos ecossistemas naturais sempre levarão um grau de incerteza e subjetividade, relacionados com a aceitabilidade e os benefícios socioeconômicos das intervenções (ATTIWILL, 1994).

A estabilidade e o desenvolvimento de um ecossistema estão relacionados com a funcionalidade real dos nichos ecológicos que, ao interagirem com o ecossistema, alteram a repartição da energia, a estrutura das espécies e os processos na comunidade – resultando, assim, na sucessão ecológica e na perpetuação de uma floresta funcional (ODUM & BARRETT, 2011).

Nesse sentido, acredita-se que um plano de exploração madeireira sustentável deve se concentrar em manter e/ou melhorar as funções ecológicas e a produtividade florestal de espécies de interesse comercial. Sendo essa última uma demanda artificial, ela necessita de *input* externo de energia no ecossistema (representado neste trabalho pelos tratamentos silviculturais), que deverá aumentar a disponibilidade de energia e diminuir a competição para espécies comerciais – orientando, assim, o processo de regeneração florestal. É importante ressaltar que a intensificação do sistema silvicultural não deve implicar em uso excessivo ou indiscriminado dos recursos, mas sim em eficiência e racionalidade da exploração florestal.

Uma vez que se espera diferença na estrutura do estoque remanescente em relação a florestas não exploradas, a sustentabilidade do manejo florestal deve ser avaliada através de critérios que indiquem um novo equilíbrio relativo da estrutura florestal (GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006). Sugerem-se neste trabalho três parâmetros que podem orientar o planejamento e a intensidade de aplicação dos tratamentos silviculturais em povoamentos destinados à produção madeireira: a) o uso de índices ecológicos para evitar a simplificação excessiva da comunidade; b) classificação das espécies em grupos de manejo (que sejam aproximadamente homogêneos quanto ao comportamento biológico e silvicultural) e; c) a regionalização de regras e padrões que balizam legalmente o manejo florestal.

4.7.1. Índices ecológicos de diversidade

Sabe-se que florestas manejadas para produção madeireira por diretrizes técnicas adequadas retêm a maior parte da sua diversidade biológica, bem como suas funções ecológicas de sustentação do ecossistema (PUTZ *et al.*, 2012; EDWARDS *et al.*, 2014). Porém, em geral os talhões tendem a variar significativamente em composição e estrutura quando comparadas a florestas não perturbadas, uma vez que a diversidade vegetal em florestas tropicais é diretamente relacionada com o processo de regeneração natural das espécies (OLIVEIRA *et al.*, 2005).

Assumindo que o manejo florestal demanda ainda mais alterações no estoque remanescente em função dos tratamentos silviculturais, a fim de garantir a manutenção do valor econômico daquela floresta, um desafio atual é definir até qual limite é aceitável alterar a composição da floresta (GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006).

O grande número de espécies das florestas tropicais dificulta a visualização da estrutura e de tendências das populações, de forma que a utilização de índices ecológicos quantitativos se torna uma ferramenta útil (SALOMÃO, SANTANA & COSTA NETO, 2012). Esses índices possibilitam a identificação de espécies-chaves e comparação da diversidade entre áreas através da riqueza e uniformidade, variáveis correspondentes, respectivamente, à diversidade de espécies e a forma como os indivíduos se distribuem entre as espécies (OLIVEIRA *et al.*, 2005).

Existe na literatura científica diversos índices e parâmetros que podem ser utilizados para avaliações de populações ou comunidades vegetais, sendo que a escolha do método a ser adotado depende essencialmente das questões que se pretende responder (DURIGAN, 2006). Porém, dentre as opções existentes, o Índice de Shannon (H') é o que mais vem sendo utilizado por combinar riqueza e uniformidade. Originado da teoria da informação, assume que todas as espécies foram representadas na amostra, e terá o seu valor máximo quando cada indivíduo da amostra pertencer à uma espécie diferente (OLIVEIRA *et al.*, 2005).

Os mesmos autores apontam que, apesar de serem informações essenciais para a sustentabilidade do manejo florestal, ainda existe pouco conhecimento sobre como a exploração madeireira impacta na composição florística e na diversidade de espécies a médio e longo prazos.

Nesse sentido, os índices ecológicos, além de apresentarem potencial para suportar e orientar políticas (SALOMÃO, SANTANA & COSTA NETO, 2012) que regulem a atividade florestal, também podem ser utilizados como parâmetros para gestão de povoamentos florestais. Dentro da temática do presente trabalho, os índices poderiam ser utilizados como critérios, em conjunto com outros parâmetros, de avaliação da qualidade da operação florestal, de forma a evitar a simplificação

florística excessiva e/ou apontar o limite aceitável de domesticação de talhões submetidos aos tratamentos silviculturais.

4.7.2. Manejo por grupos de espécies

As características do ciclo de vida das espécies madeireiras variam significativamente, tanto entre espécies como nas fases de vida de cada árvore: diferentes espécies podem se comportar de maneiras distintas, e uma determinada árvore exigirá diferentes quantidades de luz e outros recursos ao longo da sua vida (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

Attiwill (1994) considerava que três atributos das plantas são essenciais para o seu papel no desenvolvimento da comunidade vegetal: a) o método de chegada e persistência das espécies antes e durante um distúrbio; b) a sua habilidade em se estabelecer e crescer até a maturidade em uma comunidade vegetal competitiva; c) o tempo necessário para as espécies atingirem estados de vida críticos (como, por exemplo, tempo até uma árvore ser capaz de se reproduzir).

Nesse sentido, uma etapa fundamental para o planejamento de sistemas de silvicultura sustentáveis é conhecer a ecologia das espécies (ZARIN *et al.*, 2005). A taxa de crescimento das árvores responde no nível de espécie, seguido de padrões descritos por grupos funcionais (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a). Uma vez que é possível que as exigências ecológicas de espécies madeireiras e seus comportamentos silviculturais sejam semelhantes em determinadas fases da vida (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008), o manejo florestal deve buscar utilizar esses dados para categorizar “grupos de espécies” que podem ser manejados pelo mesmo sistema silvicultural, otimizando assim o processo de exploração. Conforme Vasconcelos Neto *et al.* (2016), o agrupamento funcional de espécies também pode facilitar a modelagem da dinâmica dos talhões e simulações da produção florestal – ferramentas capazes de produzir informações que efetivamente contribuem para a definição e operacionalização das práticas de manejo florestal, tanto para aspectos produtivistas quanto conservacionistas.

Apesar de todos os benefícios técnicos, ainda não existe consenso sobre os critérios a serem utilizados no processo agrupamento de espécies. A falta de informações sobre a ecologia das espécies madeireiras (ZARIN *et al.*, 2005; BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008) e o seu potencial de desenvolvimento em condições de tratamentos silviculturais (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008b) também aumentam o desafio dessa prática. Porém, algumas iniciativas já vêm sendo feitas em termos teóricos (VIDAL, 2004; CHAZDON, 2016; VASCONCELOS NETO *et al.*, 2016), de forma que esses estudos devem ser estimulados e testados em campo para validação.

4.7.3. Regionalização de regras e padrões

As empresas florestais não conseguem sozinhas atender a todas as expectativas da sociedade, principalmente sobre a questão de desenvolvimento do meio rural onde estão inseridas as suas atividades. Tais objetivos são, principalmente, do âmbito governamental, e também afetados por fatores externos ao empreendimento de manejo (HIGMAN *et al.*, 2015).

O manejo florestal orientado para o rendimento sustentado é uma forma desejável de uso do solo amazônico, sendo aplicável em muitas sub-regiões da Amazônia, mas não para toda a sua extensão (HIGUCHI, 1994). Além disso, não é possível que um único sistema regulatório seja suficiente para a adequação do manejo florestal aos variados contextos ecológicos, ambientais e sociais da Amazônia (GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006).

Apesar da legislação brasileira proibir a exploração de qualquer espécie que ocorra (naquela floresta) em densidade inferior a 0,03 indivíduos comerciais/ha, é importante compreender o padrão de densidade das espécies nas escalas local e regional para evitar que as espécies que ocorrem em baixa densidade tenham a viabilidade da sua população prejudicadas pelo manejo (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

De maneira geral, maior amplitude de distribuição da espécie implica em maior resiliência à exploração. Porém, uma vez que uma determinada espécie pode apresentar densidade elevada em uma parte de sua área de ocorrência, mas ser rara em outra, conhecer em que área da paisagem a espécie ocorre com maior ou menor densidade orienta como as práticas silviculturais devem ser concentradas espacialmente (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

Conforme os mesmos autores, a governança florestal é complexa, pois envolve diferentes partes interessadas (“stakeholders”), envolvendo diversos setores da sociedade. Isso ocorre porque as florestas são recursos utilizados para se obter bens e serviços de muitas maneiras pelos grupos da sociedade – inclusive a sua conversão em outras formas de capital.

Dessa forma, a política florestal deve estar alicerçada em bases técnicas que orientem com segurança e efetividade a existência e a manutenção de um patrimônio florestal (TAYLOR, 1969). O sucesso da agenda pró-floresta do governo brasileiro depende de um tratamento efetivo da questão de posse da terra (ainda hoje um problema sério na região amazônica) e das ineficiências do sistema regulador (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

Existe uma necessidade premente de que os objetivos de manejo sejam definidos para cada contexto da região amazônica, sendo que o ponto de equilíbrio entre produção e preservação pode

(e provavelmente vai) variar conforme o tipo de propriedade e a definição de “sustentabilidade” adotada (BENSUSAN & ARMSTRONG, 2008).

A Amazônia Legal ocupa cerca de 5 milhões de quilômetros quadrados, com elevada heterogeneidade espacial das condições ecológicas, ambientais, sociais e econômicas. Não há base científica para uma única prescrição de regime de manejo a ser aplicado por toda a região; os limites e métodos de exploração florestal devem ser flexíveis, baseando-se em taxas de crescimento e potenciais de produção florestal em escalas menores, e adaptados aos objetivos específicos de cada gerenciamento (GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006).

Nesse sentido, acredita-se que um regime de manejo florestal tecnicamente ótimo deve ser adaptado para cada talhão em particular. Seguindo algumas diretrizes básicas, os administradores florestais deveriam ter maior flexibilidade para condução da floresta, sendo que as condições biofísicas deveriam ser os indicadores do limite de intervenção possível em cada talhão – inclusive, indicando florestas ou espécies cuja intensidade de exploração poderia ser maior ou menor do que o previsto atualmente.

Dessa forma, a generalização de regras parece manter a silvicultura brasileira aquém do seu potencial por sobre-explorar alguns talhões e subutilizar o potencial produtivo de outros. Portanto, sugere-se que justificativas técnica-científicas devem ser utilizadas para regionalizar regras e padrões, adequando sistemas silviculturais para realidades locais.

Um fato interessante é que essa adequação da regulação florestal não exige grandes esforços: assumindo que cada empreendimento florestal ativo já acumula grande quantidade de dados (em função de parcelas permanentes e censos florestais), a utilização adequada dessas informações poderia subsidiar esses refinamentos regionais das regras e padrões, incentivando-se o desenvolvimento da silvicultura tropical.

5. METODOLOGIA

O presente estudo se baseou na dinâmica de talhões de floresta nativa da Fazenda Agrosete (coordenada do centro da área de estudo: 03° 03' 08,5" S e 47° 13' 09,0" W), propriedade particular localizada no município de Paragominas, região nordeste do estado do Pará, numa altitude média de 170 metros.

O clima da região é do tipo Awi (classificação climática de Köppen), descrito como “clima tropical chuvoso com expressivo período de estiagem”, com temperatura média anual de 26,3°C

(variando de 23,0 °C em abril a 34,2 °C em outubro e novembro), umidade relativa média anual de 81% e precipitação média anual de aproximadamente 1.750 mm, sendo que o período de janeiro a maio concentra a maior parte das chuvas (BASTOS *et al.*, 2006). O período de junho a novembro, com marcante seca, é no qual ocorre a maior parte da exploração madeireira (JOHNS *et al.*, 1997 *apud* VIDAL, 2004).

O relevo da região é considerado plano a suave-ondulado, com a predominância de Latossolos Amarelos profundos, ricos em alumínio e com textura variando de média a muito argilosa (VIDAL, 2004; WEST, VIDAL & PUTZ, 2014).

A vegetação da área é classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana, caracterizada pela dominância de fanerófitos perenifólios de grande porte com altura aproximadamente uniforme, que formam dossel variando de 25 a 50 metros de altura. A submata é integrada por plântulas de regeneração natural, poucos nanofanerófitos e caméfitos, além da abundância de lianas lenhosas, palmeiras de pequeno porte e epífitas. Em geral, as tipologias florestais se diferenciam em resposta à pequenas variações no relevo local (GONÇALVES & SANTOS, 2008; IBGE, 2012).

A área de experimento (Figura 6) possui um total de 210 hectares, dividido em: 30 ha que não foram manejados e são considerados testemunha (TE), 75 ha manejados através de Exploração Convencional (EC) e 105 ha manejados através de Exploração de Impacto Reduzido (EIR).

Figura 6: Localização dos talhões manejados e das áreas inventariadas como parcelas permanentes. Mapa elaborado pelo autor.

Em cada um dos talhões, que representam tratamentos diferentes, foi demarcado um bloco retangular aleatorizado de 24,5 ha (350 m x 700 m), delimitando assim parcelas permanentes para o desenvolvimento do projeto. Cada bloco foi inventariado em faixas de 25 metros de largura, nas quais os indivíduos de espécies arbóreas foram identificados (nomes comum e científico) e mensurados quando apresentavam DAP ≥ 10 cm para espécies de valor madeireiro e DAP ≥ 25 cm para espécies sem interesse madeireiro. Os indivíduos foram mapeados através de um sistema de coordenadas relativas.

Além da classificação pelo interesse madeireiro (“comerciais” e “não comerciais”), as espécies foram também classificadas em função do grupo sucessional (“pioneiras”, “intermediárias” ou “tardias”). O Apêndice I apresenta a listagem completa das espécies presentes nos talhões, com a identificação botânica e as referidas classificações em interesse comercial e grupo sucessional.

O volume de madeira foi calculado por indivíduo para cada campanha de inventário, utilizando-se a equação de simples entrada de modelo Husch (Equação 2.1, apresentada a seguir), determinada por Rolim *et al.* (2006) através de cubagem rigorosa no método de Smalian.

$$\ln(V) = 2,3503 + 2,4359 * \ln(d) \quad (\text{Equação 2.1})$$

Sendo:

V = volume comercial do fuste, com casca (m³)

d = diâmetro (em metro) medido a 1,3m do solo (DAP)

5.1. Histórico do projeto e caracterização das explorações

O trabalho utiliza a base de dados do Projeto Piloto de Manejo Florestal, iniciado no ano de 1991 pelo Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) e conduzido de 2006 até o presente pelo Prof. Dr. Edson Vidal, docente da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP). Conforme relatado por Barreto *et al.* (1998) e Vidal (2004), este projeto surgiu com o objetivo de suprir a demanda de informações técnicas e econômicas básicas para a exploração racional das florestas amazônicas brasileiras, e foi idealizado a fim de comparar custos e benefícios do manejo madeireiro realizado através de dois modelos: a Exploração Convencional (EC) e a Exploração de Impacto Reduzido (EIR), cuja caracterização geral é apresentada na Tabela 2.

Tabela 0: Caracterização dos métodos de Exploração Convencional e Exploração de Impacto Reduzido. Dados obtidos em Barreto *et al.* (1998), Holmes *et al.* (2001), Grogan, Vidal & Schulze (2006) e Espada *et al.* (2012).

Parâmetro	Exploração Convencional	Exploração de Impacto Reduzido
Alcance do método	Utilizado na maior parte das explorações madeireiras	Adotada por poucas empresas, em geral altamente capitalizadas
Tipo de mão-de-obra	Não especializada	Especializada e treinada
Operações pré-exploratórias	Não ocorrem	Inventário 100%, com localização espacial das árvores; corte de cipós
Planejamento prévio de infraestruturas (pátios, estradas e pontes)	Não ocorre; pátios e estradas são construídos no momento da exploração, baseados nas indicações de motosserristas	Planejamento prévio; utiliza como referências o inventário 100% e modelos digitais de terreno (MDT), com curvas de nível, declividade e rede de drenagem
Operações exploratórias	Trabalhador localiza e identifica as árvores, repassando sua localização para o motosserrista. O corte não utiliza técnicas padronizadas, e o próprio motosserrista indica em campo o local de abertura de estradas	Construção de trilhas de fuga; corte direcional; planejamento e otimização das trilhas de arraste
Intensidade de colheita	5,6 a 8,5 árvores/ha Aprox. 60% do estoque comercial 30 a 60 m ³ /ha	4,5 a 6,4 árvores/ha Aprox. 50% do estoque comercial 25 a 40 m ³ /ha
Densidade de estradas	27,3 m/ha	22,6 m/ha
Densidade de pátios de estocagem	153,0 m ² /ha 5,15 m ² /m ³	61,0 m ² /ha 1,57 m ² /m ³
Distúrbio no solo causado por maquinário pesado	10,05%	5,18%
Estimativa de desperdício (tocos altos ou madeira esquecida em campo)	16 árvores/ha 3,9% das árvores cortadas 7 a 9 m ³ /ha	1 árvore/ha 0,3% das árvores cortadas 0 a 2 m ³ /ha
Abertura de dossel	30 a 50%	5 a 15%
Danos na floresta remanescente	Maior (principalmente pela construção de mais infra-estruturas e não direcionamento da queda)	Menor (cerca de 25 a 33% de redução no número de árvores danificadas)
Produtividade de equipes e máquinas	Menor, em função da falta de planejamento prévio que aumenta o tempo de procura das árvores e o caminho percorrido pelas máquinas	Corte (m ³ /h): 15% maior Arraste (m ³ /h): 27% maior Tempo de uso de máquinas (min/m ³): 37% menor

Mais informações e resultados desse projeto são apresentados em Barreto *et al.* (1998), Vidal (2004), West, Vidal & Putz (2014) e Vidal, West & Putz (2016).

Os modelos foram testados em talhões de florestas naturais presentes em Paragominas. A escolha desse município se deu em função de ser a principal localidade do pólo madeireiro do leste do estado (Figura 7), uma das regiões mais significativas do mercado brasileiro de madeiras tropicais (BARRETO *et al.*, 1998).

Figura 7: Pólos madeireiros na Amazônia brasileira. Figura obtida em SFB & Imazon, 2010.

Conforme Holmes *et al.* (2001), a atividade madeireira na região de Paragominas se iniciou na década de 1970, com a abertura da rodovia Belém-Brasília. As florestas foram exploradas inicialmente através de desmatamento e colheitas de alta intensidade, com o objetivo de converter, com incentivos financeiros, as áreas para atividades agropecuárias. A indústria madeireira profissionalizada surgiu apenas a partir dos anos 90, em função da escassez de madeira nas florestas mais próximas, o que exigiu maior capitalização e controle da produção por parte das empresas.

Em 2009, o município tinha 42 empresas de desdobramento de madeira, que demandavam anualmente cerca de 755 mil metros cúbicos de tora. Junto com mais onze municípios, a região de Paragominas forma o pólo leste do Pará, responsável por 21% da madeira em tora produzida na Amazônia brasileira (SFB & IMAZON, 2010).

5.2. Dados das explorações madeireiras

Os dois blocos manejados e a testemunha são adjacentes, compondo uma área contínua de floresta. As parcelas inventariadas, por sua vez, estão distantes entre si. A Figura 8 apresenta um croqui das explorações madeireiras, incluindo a localização de estradas, pátios de estocagem e árvores cortadas, além do limite das áreas monitoradas.

Figura 8: Croqui das extrações madeireiras ocorridas em 1993 e localização das áreas de parcelas permanentes. Figura obtida em Vidal (2004).

Os resultados operacionais dos diferentes métodos de exploração utilizados estão apresentados na Tabela 3. Nota-se que, em termos de produtividade, EIR foi mais eficiente pois explorou menos indivíduos do que EC e obteve maior volume de madeira.

Tabela 1: Resultados operacionais de EC e EIR nos talhões da Fazenda Agrosete (Paragominas, PA). Dados obtidos em Barreto *et al.* (1998).

Variável	Unidade	Exploração Convencional (EC)	Exploração de Impacto Reduzido (EIR)
Número de árvores extraídas	n/ha	5,6	4,5
Diâmetro médio do toco de árvores exploradas	cm	71,8	79,0
Volume médio das árvores extraídas	m ³ /n	5,3	8,2
Volume extraído	m ³ /ha	29,7	38,6
Área basal extraída	m ² /ha	2,3	2,2

5.3. Estruturação dos dados e análises estatísticas

Com o objetivo de descrever a dinâmica dos talhões de maneira ampla, desenvolveu-se três abordagens diferentes de categorizar a floresta: a) avaliar as populações como um todo, considerando o interesse comercial das espécies; b) avaliação dos blocos através da classificação das espécies em grupos sucessionais (pioneiras, intermediárias e tardias); c) caracterização por estrutura diamétrica (em intervalos de 25 cm). Por se tratar de diferentes formas de se ordenar o mesmo povoamento, os resultados obtidos pelas categorizações são apresentados em conjunto.

O método escolhido avalia o comportamento coletivo dos indivíduos, sem grandes detalhamentos qualitativos das populações. Essa opção se justifica pela busca da diferenciação que as explorações madeireiras promovem nas propriedades emergentes⁷ dos talhões. Essa forma de processamento dos dados e interpretação dos resultados em grandes classes, apesar de ocultar importantes detalhes da dinâmica em nível de espécie ou de grupos ecológicos, permite caracterizar com mais precisão a resposta da comunidade florestal às intervenções madeireiras.

Considerando que os atuais critérios legais e operacionais do manejo florestal brasileiro não diferenciam espécies ou grupos de espécies (pois recomendam para a grande maioria das espécies o

⁷ Conforme Odum (2012), as propriedades emergentes são consequências da organização hierárquica dos ecossistemas. Conforme componentes combinam-se, surgem propriedades que não eram existentes no nível inferior e que não são simplesmente a soma das propriedades das partes.

mesmo ciclo, taxa de retenção e diâmetro mínimo de corte) e prescrevem métodos que exploram a floresta como um todo (não subdividindo as áreas em funções de particularidades na fitofisionomia, estágio sucessional de mosaicos ou estrutura e distribuição populacional das espécies), o estudo da dinâmica de talhões manejados focando nas propriedades emergentes parece ser mais adequado do que interpretações baseadas em respostas de níveis hierárquicos inferiores.

Os dados foram calculados por árvore, acompanhando o desenvolvimento (incremento) individualmente, de forma possibilitar a estratificação dos povoamentos nas diferentes variáveis propostas (interesse comercial, diâmetro passível de corte, grupo sucessional e classes diamétricas). Porém, a unidade amostral utilizada foi o compartimento de inventário (faixas de 25 x 350 metros), totalizando 28 unidades amostrais por tratamento.

Para as análises, foram excluídas 42 árvores (0,2% do total) e 826 valores de diâmetros (0,6% do total) por inconsistência de dados, sendo que nenhum indivíduo teve mais de um dado de diâmetro excluído da série histórica. Essas modificações foram levadas em conta para cálculos de incremento, tendo sido utilizada a média ponderada dos valores imediatamente anterior e posterior para substituir o dado excluído. Quando o erro estava no primeiro ano de medição ou no último, impossibilitando a aplicação do método anterior, foi repetido o valor de referência mais próximo (dado de 1994 ou 2009).

Os dados foram estruturados em planilhas eletrônicas, que permitiam a sumarização das informações conforme as necessidades. Inicialmente, foi feita uma caracterização dos blocos no ano de 1993, a fim de se avaliar a semelhança entre eles antes das intervenções madeireiras. Para tanto, foram calculados treze parâmetros, agrupados em três grupos:

- a) Grupo “Variáveis ecológicas”: objetiva descrever a biodiversidade da composição florística dos blocos. Foram utilizados os parâmetros riqueza, dominância da área basal (riqueza que compõe 70% da área basal), Índice de Shannon-Weaver (Pielou, 1975), Índice de Equabilidade de Pielou (Pielou, 1966) e Índice de Simpson (Simpson, 1949);
- b) Grupo “População total”: objetiva descrever aspectos básicos de toda a comunidade florestal (espécies comerciais e não comerciais). Foram utilizados os parâmetros densidade (n/ha), área basal (m²/ha) e volumetria (m³/ha);
- c) Grupo “Estoque comercial”: objetiva descrever aspectos de interesse silvicultural da comunidade florestal, avaliando apenas o grupo de espécies comerciais e/ou as árvores passíveis de corte (DAP ≥ 50 cm). Foram utilizados os parâmetros densidade de espécies comerciais (n/ha), densidade total de indivíduos (n/ha) passíveis de corte (espécies

comerciais e não comerciais), além de densidade de indivíduos (n/ha), área basal (m²/ha) e volumetria (m³/ha) de espécies comerciais passíveis de corte.

Utilizou-se estatística descritiva para avaliação de densidade, volume e área basal dos blocos, tanto em termos absolutos (unidades normais de estudo) quanto em termos relativos (proporção dessas variáveis nas classes diamétricas ou em relação ao momento pré-manejo), incluindo o desvio-padrão. O incremento volumétrico foi calculado com base nos valores médios de volume por bloco.

Desenvolveu-se modelos matemáticos para estudar a relação entre classes diamétricas e a densidade de árvores, o incremento diamétrico anual individual e incremento volumétrico anual individual. O mesmo foi feito para o estudo da área basal total da comunidade ao longo do período de regeneração, além da dinâmica dessa variável em função do interesse comercial e do porte das árvores. Todos os modelos e gráficos apresentados foram desenvolvidos no software Microsoft Office Excel 2016, sendo que as equações determinadas estão listadas no Apêndice II.

Por fim, foram feitas também comparações entre os três blocos para densidade, volumetria e incremento volumétrico. Assumiu-se que nenhuma dessas variáveis apresenta distribuição normal, de forma que as comparações dos grupos foram feitas teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (MAGALHÃES & LIMA, 2001; BUSSAB & MORETTIN, 2010), e a diferenciação entre os grupos (comparações múltiplas) pelo método de Simes-Hochberg, ambos realizados com significância de 5% no software Action Stat, versão 3.4 (EQUIPE ESTATCAMP, 2014).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Caracterização das florestas antes das intervenções

A Tabela 4 contém dados que caracterizam a comunidade florestal talhões no ano de 1993, anterior às explorações madeireiras em EC e EIR. Os índices ecológicos indicam elevada heterogeneidade florística dentro dos talhões, mas significativa semelhança entre eles.

Na média, acumulou-se um total de 228,7 (± 20) espécies inventariadas em cada área (24,5 ha), dos quais cerca de 80% ($\pm 11\%$) do número de espécies representam apenas 20% ($\pm 3\%$) do número de indivíduos, ocorrendo em densidade inferior à 1 árvore/hectare.

Tabela 4: Descrição quantitativa de parâmetros ecológicos e silviculturais dos talhões Testemunha (TE), submetido à Exploração Convencional (EC) e manejo via Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em 1993.

Grupo	Variável	Unidade	TE	EC	EIR
Variáveis ecológicas	Riqueza	n	235	201	250
	Dominância de área basal (riqueza que compõe cerca de 70% da área basal)	n	18	14	17
	Índice de Shannon-Weaver (H')	**	4,38	4,12	4,29
	Índice de Equabilidade de Pielou (J)	**	0,019	0,020	0,017
	Índice de Simpson (C)	**	0,022	0,028	0,023
População total	Densidade	n/ha	196,6 ± 14,9	217,4 ± 13,9	237,4 ± 36,8
	Área basal	m ² /ha	13,7 ± 2,0	14,9 ± 6,0	14,9 ± 5,6
	Volumetria	m ³ /ha	130,8 ± 26,3	138,3 ± 50,5	136,6 ± 45,2
Estoque comercial	Densidade de espécies comerciais	n/ha	63,9 ± 7,4	71,1 ± 27,7	80,1 ± 33,3
	Densidade de indivíduos com DAP ≥ 50 cm	n/ha	13,1 ± 4,5	14,1 ± 4,0	13,4 ± 7,0
	Densidade de indivíduos de espécies comerciais, com DAP ≥ 50 cm	n/ha	10,2 ± 3,2	10,2 ± 3,7	10,7 ± 3,6
	Área basal comercial para corte (espécies comerciais, DAP ≥ 50 cm)	m ² /ha	4,4 ± 1,5	4,0 ± 1,7	4,3 ± 1,7
	Volume comercial para corte (espécies comerciais, DAP ≥ 50 cm)	m ³ /ha	54,6 ± 23,4	48,2 ± 22,8	51,9 ± 23,7

Aproximadamente 7% das espécies correspondem a 70% da área basal da floresta – com destaque para as espécies breu-manga (*Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart), jatereu (*Lecythis idatimon* Aubl.), joão-mole (*Guapira noxia* (Netto) Lundell), freijó-branco (*Cordia goeldiana* Huber), abiu-casca-grossa (*Pouteria pachycarpa* Pires), abiu-seco (*Pouteria lasiocarpa* (Mart.) Radlk) e tachi-preto (*Tachigalia paniculata* Aublet), que representam na média 28% ± 2% da área basal dos talhões. Outras informações fitossociológicas estão apresentadas no Apêndice III, que contém a determinação do Índice de Valor de Importância (IVI) por bloco.

Do ponto de vista comercial, os talhões apresentam na média 77 (± 4) espécies de interesse comercial, todas ocorrendo em densidades superiores à 0,03 árvore/hectare – definição legal brasileira de raridade, no qual espécies que ocorrem abaixo dessa densidade estão proibidas de serem manejadas (SCHULZE *et al.*, 2008). As espécies comerciais dominantes são breu-manga (*Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart), tachi-preto (*Tachigalia paniculata* Aublet), maçaranduba (*Manilkara huberi* (Ducke) Chevalier) e timborana (*Pseudopiptadenia suaveolens* Miq.), que compõe cerca de 19% (± 2%) da área basal total dos talhões.

Os talhões apresentam cerca de 10,4 ($\pm 0,2$) árvores/hectare de espécies comerciais passíveis de corte (DAP ≥ 50 cm) – o que corresponde a aproximadamente 5% ($\pm 2\%$) do número total de indivíduos, 29% ($\pm 3\%$) da área basal e 38% ($\pm 5\%$) do volume total da floresta.

6.2. Avaliação da dinâmica florestal

O resumo da variação na estrutura florestal inventariada nos blocos TE, EC e EIR nos anos 1993, 1994 e 2014, respectivamente) está apresentado na Tabela 5. As variáveis são descritas em termos de densidade (n/ha), volume (m³/ha), área basal (m²/ha) e na proporção (%) em relação ao registrado em 1993.

Os resultados indicam que, em comparação com os dados de 1993, o bloco EIR apresentava em 2014 cerca de 91% ($\pm 2\%$) do volume do estoque comercial (considerando todas as classes diamétricas) e 94% ($\pm 5\%$) do volume total da floresta, enquanto que EC apresentava 72% ($\pm 2\%$) do volume de estoque comercial e 85% ($\pm 5\%$) do volume total mensurado em 1993. Para TE, o estoque volumétrico (todas as classes diamétricas) comercial de 2014 representava 129% ($\pm 13\%$) e o estoque total 108% ($\pm 36\%$) do inventariado em 1993.

A densidade de árvores de espécies comerciais (todas as classes diamétricas) em 2014 foi superior ao observado em 1993 nos três blocos – sendo que EIR apresentou mais indivíduos que TE (102,8 $\pm$ 9,5 árvores/ha e 90,3 $\pm$ 12,1 árvores/ha, respectivamente), mesmo tendo sido explorada e partido de níveis semelhantes dessa categoria de árvores (em 1993, EIR e TE possuíam respectivamente 72,1 $\pm$ 13,5 árvores/ha e 70,2 $\pm$ 7,8 árvores/ha).

O desenvolvimento florestal, em termos de número de indivíduos de espécies comerciais e não comerciais, está apresentado na Figura 9. A dinâmica das espécies comerciais é estatisticamente semelhante entre TE e EC (valor-P = 0,16; $\chi^2 = 1,81$) e entre TE e EIR (valor-P = 0,18; $\chi^2 = 1,38$), o que pode ser explicada pelo fato de que o bloco TE apresentou valores de densidade de espécies comerciais intermediários, cujos valores de desvio-padrão não permitiram a diferenciação entre grupos manejados e a testemunha.

Porém, a dinâmica da densidade de espécies comerciais se comporta de maneira distinta entre os dois blocos manejados (valor-P = 0,01; $\chi^2 = 3,20$), ainda que em 1993 os valores desse parâmetro fossem bastante semelhantes. Esse resultado sugere que as diferentes técnicas de exploração induziram dinâmicas distintas nos blocos.

Tabela 5: Densidade de árvores, volume e área basal de indivíduos de todas as classes diamétricas das populações comercial (C), não comercial (NC) e total dos blocos Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR) para os anos de 1993, 1994 e 2014.

Ano	TE			EC			EIR		
	C	NC	Total	C	NC	Total	C	NC	Total
DENSIDADE: (n/ha) e (% em relação à 93)									
93	70,2 ± 7,8	127,2 ± 14,3	197,4 ± 55,3	71,1 ± 8,5	83,6 ± 5,9	154,7 ± 36	72,1 ± 13,5	86,5 ± 9,3	158,6 ± 57,0
94	69,5 ± 7,9	125,4 ± 14,4	194,9 ± 55,8	57,1 ± 7,5	69,8 ± 6	126,9 ± 33,8	67,6 ± 12,9	81,5 ± 8,7	149,1 ± 54,0
	99% ± 11%	99% ± 11%	99% ± 29%	80% ± 13%	83% ± 9%	82% ± 27%	94% ± 19%	94% ± 11%	94% ± 36%
14	90,3 ± 12,1	123,7 ± 18,4	214,0 ± 76,3	80,6 ± 5,7	77,6 ± 16,6	158,2 ± 55,8	102,8 ± 9,5	84,1 ± 5,7	186,9 ± 38,0
	129% ± 13%	97% ± 15%	108% ± 36%	113% ± 7%	93% ± 21%	102% ± 35%	143% ± 9%	97% ± 7%	118% ± 20%
VOLUME: (m³/ha) e (% em relação à 93)									
93	80,4 ± 3,3	50,4 ± 1,4	130,8 ± 9,5	76,6 ± 2,0	61,7 ± 1,8	138,3 ± 7,7	82,7 ± 2,2	53,9 ± 1,4	136,6 ± 7,1
94	81,2 ± 3,4	43 ± 1,8	124,2 ± 10,5	48,2 ± 1,6	44,0 ± 2	92,2 ± 7,2	61,2 ± 1,9	44,1 ± 1,7	105,3 ± 7,2
	101% ± 4%	85% ± 4%	95% ± 8%	63% ± 3%	71% ± 5%	67% ± 8%	74% ± 3%	82% ± 4%	77% ± 7%
14	72,6 ± 2,0	49,5 ± 1,6	122,1 ± 7,2	54,9 ± 1,2	62,8 ± 1,8	117,7 ± 6,0	75,8 ± 2,1	56,9 ± 1,6	128,8 ± 7,5
	90% ± 3%	98% ± 3%	93% ± 6%	72% ± 2%	102% ± 3%	85% ± 5%	91% ± 2%	124% ± 2%	94% ± 5%
ÁREA BASAL: (m²/ha) e (% em relação à 93)									
93	7,5 ± 0,4	6,2 ± 0,2	13,7 ± 0,6	7,5 ± 0,3	7,4 ± 0,2	14,9 ± 0,5	8,1 ± 0,3	6,8 ± 0,2	14,9 ± 0,5
94	7,5 ± 0,4	5,0 ± 0,2	12,5 ± 0,6	5,0 ± 0,2	5,1 ± 0,2	10,1 ± 0,5	6,3 ± 0,3	5,3 ± 0,2	11,6 ± 0,5
	100% ± 5%	81% ± 4%	91% ± 5%	67% ± 4%	69% ± 4%	68% ± 5%	78% ± 5%	78% ± 4%	78% ± 4%
14	7,2 ± 0,3	6,0 ± 0,2	13,2 ± 0,5	6,0 ± 0,2	7,5 ± 0,2	13,5 ± 0,4	9,4 ± 0,3	7,9 ± 0,1	17,3 ± 0,4
	96% ± 4%	97% ± 3%	96% ± 3%	80% ± 3%	101% ± 3%	90% ± 3%	116% ± 3%	111% ± 1%	117% ± 3%

A comunidade de espécies não comerciais (NC) se comporta de maneira distinta em cada um dos blocos (valor-P < 0,01; $\chi^2 = 20,72$), sendo que a dinâmica de EC e EIR são mais parecidas entre si do que o comportamento observado nesses blocos em comparação com TE, mas mesmo assim são estatisticamente distintos (valor-P = 0,04; $\chi^2 = 2,11$).

Considerando que a maior parte das espécies não comerciais são classificadas como pioneiras que, conforme Rodrigues, Brancalion & Isernhagen (2009), apresentam rápido crescimento e preferência por exposição direta à radiação solar. Uma vez que as técnicas de EIR promovem

menor abertura de dossel do que EC (BARRETO *et al.*, 1998), é possível atribuir a diferença da dinâmica de NC entre os blocos manejados pode ser explicada pela alteração na estrutura da floresta provocada pelos métodos de exploração.

Figura 9: Variação no número total de indivíduos arbóreos ao longo do tempo, nos blocos Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR). As barras indicam o desvio-padrão.

Para testar essa interpretação, avaliou-se os dados em termos de grupos sucessionais (Tabela 6), constatando-se que no ano de 1993 pouco menos de um terço do total de árvores ($30 \pm 13\%$) dos três blocos era composto por espécies pioneiras, e aproximadamente metade dos indivíduos ($48 \pm 10\%$) pertenciam às espécies classificadas como tardias na sucessão. Em 2014, essa proporção se

manteve para TE, enquanto que nos blocos EC e EIR as pioneiras aumentaram em abundância relativa, e passaram a representar, respectivamente, média de $40 \pm 15\%$ e $36 \pm 11\%$ do total de indivíduos. Por sua vez, os indivíduos de espécies tardias reduziram sua abundância relativa, representando $39 \pm 13\%$ dos indivíduos em EC e cerca de $43 \pm 10\%$ em EIR – confirmando assim a interpretação apresentada anteriormente.

Tabela 6: Composição relativa de densidade de árvores (todas as classes diamétricas), volume e área basal em função dos grupos sucessionais pioneiro (P), intermediário (I), tardio (T) e não classificado (NC) nos blocos Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR).

Ano	Grupo	Densidade (%)			Volume (%)			Área basal (%)		
		TE	EC	EIR	TE	EC	EIR	TE	EC	EIR
93	P	29% $\pm 12\%$	27% $\pm 13\%$	33% $\pm 13\%$	29% $\pm 11\%$	21% $\pm 16\%$	26% $\pm 11\%$	29% $\pm 10\%$	23% $\pm 8\%$	28% $\pm 12\%$
	I	21% $\pm 16\%$	20% $\pm 16\%$	19% $\pm 15\%$	23% $\pm 10\%$	23% $\pm 8\%$	26% $\pm 8\%$	24% $\pm 14\%$	23% $\pm 9\%$	24% $\pm 16\%$
	T	48% $\pm 10\%$	51% $\pm 10\%$	46% $\pm 9\%$	47% $\pm 9\%$	55% $\pm 13\%$	47% $\pm 15\%$	46% $\pm 15\%$	53% $\pm 11\%$	47% $\pm 14\%$
	NC	2% $\pm 2\%$	2% $\pm 2\%$	2% $\pm 1\%$	1% $\pm 1\%$	1% $\pm 2\%$	1% $\pm 3\%$	1% $\pm 2\%$	1% $\pm 1\%$	1% $\pm 1\%$
	Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
94	P	28% $\pm 18\%$	35% $\pm 18\%$	41% $\pm 16\%$	29% $\pm 9\%$	24% $\pm 16\%$	26% $\pm 14\%$	30% $\pm 8\%$	26% $\pm 8\%$	29% $\pm 14\%$
	I	22% $\pm 11\%$	23% $\pm 16\%$	22% $\pm 15\%$	25% $\pm 12\%$	28% $\pm 14\%$	28% $\pm 13\%$	26% $\pm 12\%$	27% $\pm 13\%$	27% $\pm 15\%$
	T	48% $\pm 11\%$	42% $\pm 9\%$	37% $\pm 12\%$	45% $\pm 7\%$	48% $\pm 7\%$	46% $\pm 13\%$	43% $\pm 8\%$	47% $\pm 14\%$	44% $\pm 13\%$
	NC	2% $\pm 1\%$	0% $\pm 1\%$	0% $\pm 1\%$	1% $\pm 1\%$	0% $\pm 1\%$	0% $\pm 1\%$	1% $\pm 1\%$	0% $\pm 1\%$	0% $\pm 1\%$
	Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
14	P	31% $\pm 19\%$	40% $\pm 15\%$	36% $\pm 11\%$	29% $\pm 10\%$	34% $\pm 13\%$	32% $\pm 10\%$	30% $\pm 14\%$	36% $\pm 13\%$	34% $\pm 13\%$
	I	23% $\pm 14\%$	19% $\pm 13\%$	19% $\pm 13\%$	25% $\pm 11\%$	21% $\pm 9\%$	24% $\pm 16\%$	25% $\pm 8\%$	21% $\pm 10\%$	23% $\pm 11\%$
	T	44% $\pm 11\%$	39% $\pm 13\%$	43% $\pm 10\%$	45% $\pm 14\%$	44% $\pm 14\%$	43% $\pm 15\%$	44% $\pm 14\%$	42% $\pm 11\%$	42% $\pm 13\%$
	NC	2% $\pm 1\%$	2% $\pm 1\%$	2% $\pm 2\%$	1% $\pm 1\%$	1% $\pm 1\%$	1% $\pm 3\%$	1% $\pm 1\%$	1% $\pm 1\%$	1% $\pm 2\%$
	Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Ainda em termos de grupos sucessionais, observa-se no ano seguinte à exploração que a densidade é a única proporção que é alterada de maneira mais intensa. Apesar de EIR promover menos alterações do que EC, nenhuma das intervenções alterou de maneira significativa a composição relativa de grupos sucessionais em volume e área basal (resultados semelhantes foram

apresentados por Villegas *et al.* (2009)). Porém, em 2014, as proporções registradas em EIR são semelhantes ao estado da floresta pré-manejo, enquanto que para EC as três variáveis sofreram modificações marcantes – indicando que, apesar de não se notar diferenças nos grupos sucessionais no ano seguinte ao manejo, o processo de regeneração florestal, induzido diretamente pelas explorações, ocorre de maneira distinta entre os talhões.

As espécies pioneiras, que em EC representavam $21 \pm 16\%$ do volume e $23 \pm 8\%$ da área basal, passaram a responder por $34 \pm 13\%$ do volume e $36 \pm 13\%$ da área basal. O aumento da importância relativa desse grupo sucessional ocorre através da ocupação do espaço que anteriormente pertencia às espécies tardias, uma vez que a composição relativa de espécies intermediárias praticamente não se altera. No bloco EIR, por sua vez, inicialmente as pioneiras representavam $26 \pm 11\%$ do volume e $28 \pm 12\%$ da área basal, valores que em 2014 foram $32 \pm 10\%$ e $34 \pm 13\%$, respectivamente.

Essa constatação permite concluir que, de fato, as técnicas de impacto reduzido mantêm comunidades florestais com maior capacidade de reorganização do que o método convencional. Porém, apenas a sua utilização não garante a manutenção do valor comercial do estoque (FREITAS & PINARD, 2008; PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008a) uma vez que, mesmo com menores danos na floresta remanescente, a intervenção tende a favorecer o desenvolvimento de espécies pioneiras (menos desejáveis em termos madeireiros), grupo que concentra o incremento dentro do ciclo de corte.

Nesse sentido, as intervenções silviculturais, somadas com as técnicas de EIR, poderiam ser aplicadas a fim de desfavorecer o desenvolvimento de espécies não comerciais, mantendo recursos disponíveis (em especial, radiação solar) para o desenvolvimento de espécies com interesse madeireiro.

A dinâmica da volumetria desse estoque (Tabela 5) indica que, antes da intervenção na floresta, os blocos EC e EIR apresentavam na média $55,2\% (\pm 2,9\%)$ do volume composto por espécies comerciais, e $44,8\% (\pm 2,6\%)$ por espécies não comerciais. A extração de madeira fez com que essas proporções passassem no ano de 1994 para $54,8\% (\pm 3,0\%)$ de volume comercial e $45,2\% (\pm 2,9\%)$ de volume de espécies não comerciais.

Qualificando os indivíduos dos talhões como estoque passível de corte (árvores com DAP maior ou igual a 50 cm) ou como estoque futuro (árvores com DAP inferior à 50 cm), nota-se que a regeneração das áreas manejadas (Figura 10) alterou essa proporção.

Figura 10: Dinâmica da composição relativa do estoque de madeira, em volume, presente nos talhões por categoria “Comercial” (C) e “Não comercial” (NC), dividindo-as em árvores com DAP menor que 50 cm (-) e árvores com DAP maior ou igual a 50cm (+). As barras indicam o desvio-padrão.

No bloco EC, foi registrado aumento da representatividade do volume do estoque futuro de espécies não comerciais (NC-) que, em 1993, compunha 37,2% ($\pm 1,0\%$) do volume total da floresta e, em 2014, passou a representar 42,9% ($\pm 0,9\%$). Em EIR, por sua vez, essa classe não teve alteração, pois representava 34,4% ($\pm 0,9\%$) do volume em 1993, e 34,5% ($\pm 0,9\%$) do volume no ano de 2014.

Porém, não houve diferença significativa entre EC e EIR (valor-P = 0,26; $\chi^2 = 1,15$) e nem entre EC e TE (valor-P = 0,19; $\chi^2 = 1,74$), o que sugere que apenas a utilização das técnicas de impacto reduzido não é suficiente para evitar o desenvolvimento das espécies não comerciais. Assumindo que o crescimento desse grupo é uma resposta ao aumento da disponibilidade de energia (proporcionado pela exploração madeireira), os tratamentos silviculturais podem ser aplicados no sentido de desfavorecer o desenvolvimento das espécies não comerciais, mantendo os recursos disponíveis para as espécies de interesse madeireiro.

Essa afirmação está de acordo com o trabalho de Araujo & Silva (2017), no qual os autores apontam que a modificação na composição de espécies de florestas exploradas ocorre *“não somente pela redução do número de árvores, ocasionada pela exploração, mas também pela abundante regeneração de espécies de rápido crescimento, a maioria sem valor comercial, favorecidas pela abertura das clareiras da exploração na floresta”*.

A dinâmica das árvores de espécies comerciais com diâmetro menor que 50 cm de diâmetro (C-) foi distinta entre os três blocos, sendo foi observada diferença estatisticamente significativa na comparação das árvores entre os blocos EC e EIR (valor-P < 0,01; $\chi^2 = 6,01$) e EIR e TE (valor-P < 0,01; $\chi^2 = 6,01$). O mesmo ocorreu para as árvores comerciais com diâmetro maior ou igual a 50 cm (C+), sendo que cada área apresentou a sua própria dinâmica (valor-P < 0,01; $\chi^2 = 22,87$).

Esse fato indica que as florestas manejadas, independente do método, se comportam diferente de florestas não exploradas (NOSS, 2001; PEARCE, PUTZ & VANCLAY, 2003), sugerindo que atividades de condução das comunidades sejam demandas inerentes à exploração madeireira.

A regeneração dos blocos por espécies do grupo NC, em particular de árvores com DAP ≥ 50 cm, é indesejável do ponto de vista econômico. Após a extração de madeira, é economicamente desejável que a taxa de crescimento da floresta em regeneração seja dominada pelo incremento de árvores de interesse comercial, que pode ser entendida como equivalente à capitalização do estoque de madeira. O desenvolvimento de árvores NC resulta em competição e, conseqüentemente, menor crescimento das espécies comerciais, diminuindo o valor econômico do estoque de madeira e do processo de crescimento em si.

Figura 11: Dinâmica volumétrica de estoque comercial e não comercial dos talhões Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR), considerando indivíduos de todas as classes diamétricas.

Estudando-se a recuperação volumétrica, em m^3/ha , observou-se que entre 1994 a 2003, o bloco TE acumulou biomassa, apresentando incremento médio anual (IMA) de $0,51 \pm 0,02 m^3/ha/ano$ para as espécies comerciais e $0,81 \pm 0,04 m^3/ha/ano$ para as espécies não comerciais. Porém, entre os anos de 2003 e 2014, o bloco testemunha apresentou declínio do estoque de volume em função da mortalidade de indivíduos, apresentando com IMA de $-0,61 \pm 0,05 m^3/ha/ano$ e $-0,07 \pm 0,04 m^3/ha/ano$ para as espécies comerciais e não comerciais, respectivamente.

Os blocos manejados registraram acúmulo de biomassa dos grupos comercial e não comercial de 1994 até 2009. Para as espécies comerciais, o IMA foi de $0,63 \pm 0,02 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{ano}$ em EC e $1,01 \pm 0,04 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{ano}$ em EIR; por sua vez, o IMA do grupo não comercial foi de $0,72 \pm 0,05 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{ano}$ para EC e $1,08 \pm 0,07 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{ano}$ para o bloco EIR.

Um fato interessante é que, estatisticamente, os incrementos médios das espécies comerciais são significativamente diferentes apenas em EIR (valor- $P < 0,01$; $\chi^2 = 9,94$), enquanto que EC e TE não se diferenciam (valor- $P = 0,60$; $\chi^2 = 0,54$). Isso pode ser observado no gráfico superior da Figura 11, no qual se destaca o ganho volumétrico do grupo comercial de EIR e a não regeneração do estoque comercial em EC – mantendo uma relativa estabilidade do estoque comercial, semelhante ao que ocorre em TE. Não foi encontrada diferença estatisticamente significativa entre os incrementos das populações não comerciais (valor- $P = 0,81$; $\chi^2 = 0,42$).

Dessa forma, os dados apontam que o incremento volumétrico de florestas exploradas é favorecido pelas técnicas de EIR em função da diminuição da competição sem causar grandes danos à floresta remanescente, em especial para árvores menores que representam o estoque futuro (VIDAL, 2004; FREITAS & PINARD, 2008). É possível validar essa afirmativa ao constatar que, no bloco EC, a operação provocou entre 1993 e 1994 uma redução de $4,1 \pm 0,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ no estoque futuro de espécies comerciais e $13,5 \pm 2,9 \text{ m}^3/\text{ha}$ no estoque futuro de espécies não comerciais – contra a redução de $1,2 \pm 0,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ e $8,8 \pm 1,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ nos estoques futuros comercial e não comercial, respectivamente, observados no bloco manejado por EIR.

No ano de 2014 (Tabela 5), EC apresentou cerca de 85% ($\pm 11\%$) do volume e 90% ($\pm 3\%$) da área basal totais do bloco inventariados em 1993. Porém, uma vez que os dados apontam que a categoria C+ do bloco representava apenas 52% do volume registrado no momento anterior ao manejo, chega-se à conclusão de que a regeneração volumétrica ocorreu de tal forma que tornou o estoque de madeira existente em 2014 comercialmente inferior ao de 1993.

A Figura 12 apresenta o estudo da dinâmica volumétrica do estoque futuro (árvores com DAP $< 50 \text{ cm}$). O bloco TE mantém uma relativa estabilidade do volume de classes diamétricas menores, que representam 48,3% ($\pm 3,0\%$) do volume total – dos quais 19,6% ($\pm 1,3\%$) possuem interesse comercial e 28,7% ($\pm 2,4\%$) não são comerciais.

Figura 12: Dinâmica volumétrica de estoque futuro (árvores com DAP inferior à 50 cm) de espécies comerciais e não comerciais. As barras indicam desvio padrão.

Nota-se que o padrão observado para as espécies não comerciais nos talhões é bastante semelhante. Nos três casos, 1994 e 1998 foram os anos com os menores volumes registrados (cerca de $34,7 \pm 2,4 \text{ m}^3/\text{ha}$), tendo alcançado o máximo em 2009 com $52,4 \pm 7,1 \text{ m}^3/\text{ha}$.

Apenas no bloco EIR observa-se comportamento de incremento volumétrico para os indivíduos comerciais de $\text{DAP} < 50 \text{ cm}$ (C-), mas a diferença encontrada não é estatisticamente significativa entre os grupos (valor- $P = 0,10$; $\chi^2 = 4,54$). As taxas de incremento volumétrico médio de indivíduos das classes C- para TE, EC e EIR foram, respectivamente, $0,21 \pm 0,10 \text{ m}^3/\text{ha/ano}$, $0,20 \pm 0,14 \text{ m}^3/\text{ha/ano}$ e $0,66 \pm 0,23 \text{ m}^3/\text{ha/ano}$.

Uma vez que as classes diamétricas menores são altamente sensíveis à danos nos indivíduos (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999), o incremento de indivíduos comerciais menores observado em EIR, economicamente desejável, comprova a superioridade do impacto reduzido técnica quando comparado com EC – que apresenta uma relativa estabilidade de incremento desse grupo de árvores, inclusive não se diferenciando de uma floresta não manejada, que tende a apresentar naturalmente baixo incremento em função da elevada competição. Uma vez que a competição foi diminuída em EC pela colheita madeireira, o baixo incremento pode se justificar pelos danos nos indivíduos remanescentes e/ou pelas condições ambientais não propícias ao desenvolvimento dessas espécies ou muito favoráveis ao desenvolvimento de outros grupos vegetais (FREITAS & PINARD, 2008; ESPADA *et al.*, 2012).

Conforme Taylor (1969), o manejo florestal adequadamente planejado demanda que o incremento florestal esteja balanceado nas classes diamétricas, de forma a otimizar a próxima colheita e, ao mesmo tempo, proporcionar o desenvolvimento adequado do estoque futuro.

Nesse sentido, foram calculadas a composição relativa (%) de densidade de indivíduos, volume e área basal nos anos de 1993, 1994 e 2014, dividindo os indivíduos em classes com intervalos de 25 cm. Os dados foram estruturados para todas as espécies (Tabela 7) e isolando a população passível de corte (espécies comerciais, $\text{DAP} \geq 50 \text{ cm}$ – Tabela 8).

Os talhões apresentam, em termos de densidade de árvores, a população distribuída na reconhecida curva do “J invertido” (ODUM, 2012). De fato, em 1993 os indivíduos com DAP menor do que 50 cm representavam, na média entre os blocos, $93,8 \pm 2,6\%$ das árvores. Porém, acumulavam apenas $54,2 \pm 2,7\%$ do volume do estoque, e $64,4 \pm 2,6\%$ da área basal. Em outras palavras, cerca de metade da volumetria do estoque, bem como um terço da área basal, são representados por indivíduos com DAP maior que 50 cm, que somam menos de 10% do número de indivíduos dos blocos.

Apesar desse fato justificar o próprio conceito de manejo florestal – ou seja, a floresta possui um estoque futuro, de forma que o corte de árvores grandes será compensado pelo crescimento de

indivíduos de menor porte –, ele indica também que os indivíduos grandes economicamente são mais significativos para a gestão florestal madeireira. Além de representarem importante parcela do volume do estoque, são mais raros na floresta – e, portanto, mais “caros” tanto em termos financeiros (toras maiores tendem a possuir maior quantidade de madeira comercializável), silviculturais (a remoção de indivíduos de grande porte causa maior desbalanço no estoque remanescente) e ecológicos (aspectos discutidos por Putz *et al.* (2012) e Edwards *et al.* (2014)).

Nesse sentido, faz sentido que a gestão florestal demande e promova comunidades florestais com maior proporção de árvores de grande porte – seja mantendo mais indivíduos grandes no momento do corte e/ou aplicando tratamentos silviculturais que favoreçam o incremento diamétrico das árvores comerciais remanescentes.

Apesar de inicialmente proporcionar essas opções resultarem em menor produção na primeira colheita ou investimentos que somente serão resgatados no futuro, as suas aplicações resultam na valorização do capital natural na própria floresta que, além de preservar o interesse do estoque para cortes futuros, também mantém indivíduos cujo incremento é mais valioso (árvores de grande porte apresentam incremento volumétrico maior do que árvores de menor porte, para um mesmo aumento diamétrico. Essa temática será discutida posteriormente, mas pode ser comprovada com os dados apresentados na Figura 14).

Em suma, a manutenção de árvores de grande porte na primeira operação de colheita, bem como a aplicação de tratamentos silviculturais para estimular o incremento diamétrico de árvores remanescentes, parecem ser técnicas interessantes para aumentar o capital natural de florestas manejadas, buscando conduzir o estoque para florestas de elevado valor madeireiro.

Em relação à composição do estoque entre 1993 e 2014, tanto em EC quanto em EIR houve redução da importância relativa de volume e área basal para indivíduos com $DAP \geq 75$ cm. Para esses blocos, as árvores com $DAP \geq 75$ cm representavam em 1993 cerca de $21,5 \pm 0,7\%$ do volume e $10,2 \pm 2,4\%$ da área basal. Em 2014, esses valores estavam reduzidos cerca de 32%, compondo $15,0 \pm 0,4\%$ do volume e $6,8 \pm 1,6\%$ da área basal. Valores semelhantes foram encontrados no Suriname, apresentados no trabalho de Roopsind *et al.* (2017).

Assim, apesar das técnicas de impacto reduzido promoverem a regeneração volumétrica a níveis bem parecidos com 1993 (Tabela 5 e Figura 11), o método de planejamento acaba se focando em indivíduos de maior porte – o que faz com que o estoque remanescente passe a ter maior importância relativa de classes diamétricas menores.

Tabela 7: Composição relativa (%) de densidade, volume e área basal de todas as espécies dos talhões no momento pré-exploratório, no ano seguinte às explorações e após 21 anos de recuperação florestal. O código “s.a.” indica que não havia árvores em determinada classe diamétrica.

Ano	Classes Diamétricas (cm)	Densidade (%)			Volume (%)			Área basal (%)		
		TE	EC	EIR	TE	EC	EIR	TE	EC	EIR
1993	< 25	59,4	58,7	63,4	11,9	12,5	14,8	18,0	18,4	21,5
	≥ 25 e < 50	34,0	35,0	31,0	39,3	43,2	41,0	44,1	46,9	44,3
	≥ 50 e < 75	5,1	4,9	4,2	23,8	23,3	22,3	21,1	20,0	19,1
	≥ 75 e < 100	1,0	1,1	1,1	11,1	12,9	14,8	8,4	9,5	10,7
	≥ 100 e < 125	0,2	0,3	0,2	4,5	5,4	4,4	3,0	3,6	2,9
	≥ 125 e < 150	0,1	0,1	0,0	4,3	2,7	0,8	2,7	1,6	0,5
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	0,0	s.a.	s.a.	2,0	s.a.	s.a.	1,1
	≥ 175 e < 200	0,0	s.a.	s.a.	3,0	s.a.	s.a.	1,7	s.a.	s.a.
	≥ 200	0,0	s.a.	s.a.	2,0	s.a.	s.a.	1,0	s.a.	s.a.
	Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100
1994	< 25	37,0	40,3	45,8	6,3	9,1	11,0	9,7	12,7	15,4
	≥ 25 e < 50	52,4	52,3	47,5	40,7	54,6	51,7	47,5	58,2	55,3
	≥ 50 e < 75	8,1	6,4	5,8	24,7	24,0	23,6	22,8	20,6	20,2
	≥ 75 e < 100	1,8	0,8	0,6	13,0	7,1	6,1	10,3	5,2	4,5
	≥ 100 e < 125	0,4	0,2	0,2	5,4	2,9	4,0	3,8	1,9	2,6
	≥ 125 e < 150	0,2	0,1	0,0	4,5	2,2	1,0	2,9	1,3	0,6
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	0,1	s.a.	s.a.	2,6	s.a.	s.a.	1,4
	≥ 175 e < 200	0,1	s.a.	s.a.	3,2	s.a.	s.a.	1,8	s.a.	s.a.
	≥ 200	0,0	s.a.	s.a.	2,1	s.a.	s.a.	1,1	s.a.	s.a.
	Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100
2014	< 25	61,2	58,5	49,1	14,2	16,0	10,8	20,7	21,8	15,4
	≥ 25 e < 50	32,6	36,6	43,9	40,7	52,9	50,9	44,2	54,0	54,1
	≥ 50 e < 75	4,7	4,3	6,2	23,1	22,7	26,4	19,8	18,6	22,5
	≥ 75 e < 100	1,0	0,5	0,7	11,1	6,3	6,9	8,3	4,4	5,1
	≥ 100 e < 125	0,4	0,0	0,1	7,7	1,2	2,3	5,1	0,7	1,5
	≥ 125 e < 150	0,1	s.a.	s.a.	3,2	s.a.	s.a.	1,9	s.a.	s.a.
	≥ 150 e < 175	s.a.	0,0	0,0	s.a.	1,0	0,8	s.a.	0,6	0,4
	≥ 175 e < 200	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	≥ 200	s.a.	s.a.	0,0	s.a.	s.a.	1,9	s.a.	s.a.	0,9
	Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Essa observação também se confirma quando são estudadas apenas as espécies comerciais passíveis de corte (DAP ≥ 50 cm). Na média entre os talhões, para o ano de 1993, cerca de $73,7 \pm 2,5\%$ dos indivíduos comerciais passíveis de corte estavam na menor classe diamétrica (DAP entre 50 e 75 cm), que somavam $45,8 \pm 1,1\%$ do volume e $51,6 \pm 0,2\%$ da área basal.

Enquanto que os valores aproximadamente se mantiveram em 2014 para TE (árvores com DAP entre 50 e 75 cm representaram 72,9% dos indivíduos, 46,6% do volume e 51,9% da área basal), eles aumentaram nos blocos manejados para, na média, $86,7 \pm 1,9\%$ dos indivíduos, $68,8 \pm 5,9\%$ do volume e $73,2 \pm 4,5\%$ da área basal.

Tabela 8: Composição relativa (%) de densidade, volume e área basal do estoque comercial passível de corte nos talhões para os anos de 1993, 1994 e 2014. O código “s.a.” indica que não havia árvores em determinada classe diamétrica.

Ano	Classes diamétricas	Densidade (%)			Volume (%)			Área basal (%)		
		TE	EC	EIR	TE	EC	EIR	TE	EC	EIR
1993	≥ 50 e < 75	76,5	72,1	72,4	44,7	46,8	46,0	51,7	51,7	51,3
	≥ 75 e < 100	15,6	21,5	22,2	21,8	33,6	35,2	21,6	31,8	33,4
	≥ 100 e < 125	4,1	5,7	4,2	10,9	15,6	11,5	9,6	13,4	9,9
	≥ 125 e < 150	2,5	0,8	0,4	10,4	4,1	2,1	8,5	3,1	1,6
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	0,8	s.a.	s.a.	5,2	s.a.	s.a.	3,8
	≥ 175 e < 200	0,8	s.a.	s.a.	7,4	s.a.	s.a.	5,3	s.a.	s.a.
	≥ 200	0,4	s.a.	s.a.	4,9	s.a.	s.a.	3,3	s.a.	s.a.
	Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100
1994	≥ 50 e < 75	73,8	83,8	85,0	42,5	61,7	59,2	49,2	66,7	65,4
	≥ 75 e < 100	17,9	12,3	9,1	23,4	22,2	15,3	23,5	20,5	14,5
	≥ 100 e < 125	4,8	3,2	4,3	12,1	11,3	13,4	10,8	9,3	11,3
	≥ 125 e < 150	2,4	0,6	0,5	10,1	4,8	3,5	8,2	3,5	2,6
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	1,1	s.a.	s.a.	8,6	s.a.	s.a.	6,2
	≥ 175 e < 200	0,8	s.a.	s.a.	7,1	s.a.	s.a.	5,1%	s.a.	s.a.
	≥ 200	0,4	s.a.	s.a.	4,7	s.a.	s.a.	3,2%	s.a.	s.a.
	Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100
2014	≥ 50 e < 75	72,9	88,0	85,3	46,6	72,9	64,6	51,9	76,3	70,0
	≥ 75 e < 100	18,1	10,8	11,6	25,2	21,6	19,1	24,4	19,4	18,1
	≥ 100 e < 125	7,2	1,2	2,4	19,6	5,6	7,5	17,0	4,3	6,4
	≥ 125 e < 150	1,8	s.a.	s.a.	8,6	s.a.	s.a.	6,7	s.a.	s.a.
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	0,3	s.a.	s.a.	2,5	s.a.	s.a.	1,8
	≥ 175 e < 200	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	≥ 200	s.a.	s.a.	0,3	s.a.	s.a.	6,2	s.a.	s.a.	3,8
	Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Portanto, confirma-se a ideia de que a colheita de árvores de grande porte é, de fato, mais “cara” para a floresta remanescente, sendo que a primeira intervenção pode ser interpretada como um “saque maior” no capital madeireiro. Nesse sentido, favorecer árvores de grande porte nas

florestas manejadas – tanto pela retenção de maior proporção desse grupo quanto pela aplicação de tratamentos silviculturais para estimular o incremento – deve ser um dos objetivos do manejo florestal voltado para a sustentabilidade volumétrica.

A Tabela 9 apresenta a comparação percentual dos valores de 2014 em relação à 1993 para as variáveis densidade, volume e área basal das classes diamétricas de cada bloco, avaliando-se em uma coluna apenas para as espécies comerciais e, na coluna adjacente, o resultado do estoque como um todo. Nota-se que, de maneira geral, o bloco EIR possuía em 2014 maior densidade e área basal do que o registrado em 2014, tanto para as espécies comerciais quanto para o estoque como um todo. Uma vez que ainda faltavam 9 anos para completar o ciclo de 30 anos, a recuperação volumétrica (91,0% para espécies comerciais) também foi considerada satisfatória.

O bloco EC apresentou aumento no número de indivíduos (112,8% para o grupo comercial), mas não atingiu os valores de 1993 para as outras duas variáveis, tanto para as espécies comerciais como para toda a comunidade. Por fim, o bloco Testemunha apresentou aumento na densidade (128,7% para espécies de interesse comercial), com pequena redução de volume e área basal, conforme já apresentado anteriormente (Tabela 5 e Figura 11).

Porém, ao estudarmos os dados por classe diamétrica, observa-se que a regeneração (valores maiores ou iguais a 100%) de volume nos blocos manejados ocorreu nas três menores classes em EIR ($DAP < 75$ cm), e apenas nas duas menores em EC ($DAP < 50$ cm, cuja exploração não é permitida). No bloco TE, por sua vez, observa-se a regeneração volumétrica em classe diamétrica de árvores de grande porte ($100 \geq DAP < 125$), bem como evolução nas classes diamétricas em função do número de árvores (grupos $75 \geq DAP < 100$ e $100 \geq DAP < 125$ apresentaram mais indivíduos, indicando que árvores da classe diamétrica anterior conseguiram se desenvolver).

Esses resultados sugerem que as operações de colheita tendem a diminuir o diâmetro médio das florestas. Assim, apesar de se observar novamente superioridade técnica de EIR em relação à EC, podemos interpretar que nenhuma das formas de manejo favorece, em níveis economicamente aceitáveis, o desenvolvimento do estoque comercial a longo prazo, pois os povoamentos manejados tendem a apresentar maior dominância de árvores de menores classes diamétricas.

A presente constatação não indica, de fato, um problema nas técnicas de exploração de impacto reduzido, pois a operação realizada através de EIR se mostrou superior em todas as variáveis analisadas nesse trabalho. Os problemas apontados são, na realidade, questões de planejamento e gestão florestal. A seleção de árvores de corte poderia ter como critério adicional um valor mínimo de diâmetro médio remanescente – e/ou, conforme preconizado por Taylor (1969) e Avila *et al.* (2017), deveria prever a realização de tratamentos silviculturais que promovam o crescimento

individual de árvores comercialmente interessantes, e valorizem a floresta manejada através da manutenção ou melhoramento do valor econômico do estoque madeireiro.

Tabela 9: Comparação (%) entre os dados de 2014 em relação ao registrado em 1993 para variáveis densidade, volume e área basal dos talhões de espécies comerciais (C) e do estoque total (T) nos talhões. O código “s.a.” indica que não havia árvores em determinada classe diamétrica.

Variável	Classe DAP	TE		EC		EIR	
		C	T	C	T	C	T
Densidade (%)	< 25	164,9	101,4	136,1	97,9	119,4	73,1
	≥ 25 e < 50	96,0	94,6	101,4	102,6	137,0	133,5
	≥ 50 e < 75	86,6	90,3	82,0	86,5	132,3	137,2
	≥ 75 e < 100	105,3	100,0	34,0	42,4	58,6	62,5
	≥ 100 e < 125	160,0	170,0	14,3	14,3	63,6	63,6
	≥ 125 e < 150	66,7	66,7	0,0	0,0	0,0	0,0
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	50,0	50,0
	≥ 175 e < 200	0,0	0,0	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	≥ 200	0,0	0,0	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	Total	128,7	107,5	112,8	101,6	142,5	118,4
Volume (%)	< 25	170,1	111,9	136,1	109,0	131,2	85,0
	≥ 25 e < 50	90,4	96,6	99,0	104,2	140,5	144,4
	≥ 50 e < 75	87,0	90,5	79,7	83,0	132,9	137,6
	≥ 75 e < 100	96,5	93,3	32,9	41,2	51,4	54,0
	≥ 100 e < 125	151,1	159,3	18,3	18,3	62,2	62,2
	≥ 125 e < 150	69,3	69,3	0,0	0,0	0,0	0,0
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	44,5	44,5
	≥ 175 e < 200	0,0	0,0	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	≥ 200	0,0	0,0	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	Total	90,3	93,3	71,7	85,1	91,0	94,2
Área basal (%)	< 25	170,1	110,7	136,4	107,5	129,6	83,2
	≥ 25 e < 50	91,4	96,4	99,4	104,0	139,8	142,5
	≥ 50 e < 75	87,0	90,5	80,2	83,7	132,8	137,6
	≥ 75 e < 100	98,0	94,5	33,1	41,4	52,6	55,4
	≥ 100 e < 125	152,7	161,3	17,5	17,5	62,5	62,5
	≥ 125 e < 150	68,8	68,8	0,0	0,0	0,0	0,0
	≥ 150 e < 175	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.	45,4	45,4
	≥ 175 e < 200	0,0	0,0	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	≥ 200	0,0	0,0	s.a.	s.a.	s.a.	s.a.
	Total	96,2	96,2	79,7	90,3	116,0	116,5

Dessa forma, avaliar a qualidade do manejo florestal estudando-se apenas a volumetria do povoamento como um todo (como é o usual atualmente), ou apenas das espécies manejadas, parece ser insuficiente para permitir recomendações silviculturais adequadas. Em termos madeireiros, se faz necessário avaliar a dinâmica por classes diamétricas, a fim de se garantir que as colheitas não promovam redução excessiva do diâmetro médio das comunidades florestais, o que promoveria desvalorização comercial das florestas.

A Figura 13 exemplifica essa problemática. Avaliando-se o volume das espécies comerciais passíveis de corte (DAP $\geq$ 50 cm) em termos relativos com a condição inicial (em relação aos valores de 1993), observa-se a estabilização do volume comercial em EC, enquanto que EIR se regenera aproximadamente de forma linear. Porém, conforme apresentado nas Tabelas 7 e 9, a regeneração volumétrica de EIR ocorreu essencialmente nas classes diamétricas cujo DAP é menor do que 75 cm – o que indica, portanto, que o incremento se concentrou em vários indivíduos de menor porte, limitando a escolha de futuras árvores de corte ou para os indivíduos de grande porte remanescentes da primeira colheita, ou para a classe de DAP entre 50 e 75 cm, já próxima do limite legal mínimo de diâmetro passível de corte.

Figura 13: Dinâmica volumétrica dos indivíduos com DAP $\geq$ 50 cm de espécies comerciais, nos blocos Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR). As barras indicam desvio padrão.

A Tabela 10 contém os dados de densidade de árvores, diâmetro médio e volume médio para as espécies comerciais, dividindo os indivíduos pelo diâmetro mínimo de corte, sendo possível

observar que ambas as explorações madeiras promoveram alterações nos parâmetros silviculturais do estoque.

Após 21 anos de manejo, os blocos EC e EIR continham, respectivamente, indivíduos C+ com diâmetro médio cerca de 9% e 6% menor do que o existente em 1993. As árvores C-, por sua vez, apresentaram em 2014 diâmetro médio 6% menor do que o registrado em 93 para EC, porém 5% maior para o bloco EIR.

Tabela 10: Parâmetros silviculturais da população comercial passível de corte (C+) e com DAP < 50 cm (C-) para os talhões Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR).

Ano	Classe	Densidade (n/ha)			Diâmetro médio (cm/n)			Volume médio (m³/n)		
		TE	EC	EIR	TE	EC	EIR	TE	EC	EIR
93	C-	54,0 ± 6,0	61,0 ± 7,3	69,5 ± 13,0	25,0 ± 5,8	24,7 ± 5,7	24,1 ± 5,6	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,3
	C+	9,9 ± 1,1	10,1 ± 1,2	10,7 ± 2,0	70,6 ± 8,2	69,0 ± 8,6	69,3 ± 7,6	5,5 ± 2,9	4,8 ± 2,5	4,9 ± 2,2
94	C-	49,6 ± 6,0	46,8 ± 6,7	60,8 ± 12,2	25,8 ± 5,7	26,1 ± 5,6	25,4 ± 5,6	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,3
	C+	10,3 ± 1,2	6,3 ± 0,8	7,6 ± 1,6	70,6 ± 8,3	63,2 ± 6,0	64,4 ± 7,0	5,4 ± 3,0	3,8 ± 1,2	4,1 ± 2,1
14	C-	72,9 ± 9,7	74,2 ± 5,2	87,8 ± 8,0	22,6 ± 5,5	23,3 ± 5,6	25,3 ± 5,6	0,4 ± 0,3	0,4 ± 0,3	0,5 ± 0,3
	C+	9,0 ± 1,2	6,8 ± 0,5	12,0 ± 1,1	70,1 ± 7,1	62,8 ± 6,4	64,8 ± 6,6	5,0 ± 1,9	3,6 ± 1,4	4,1 ± 1,4

Assim, apesar desses registros indicaram os ganhos operacionais de EIR – que podem ser comprovados pelo número de indivíduos e volume médio das árvores comerciais remanescentes, que em 2014 são próximas ou maiores do que o registrado em 1993 para o mesmo bloco e do que os valores de referência em TE –, o método de seleção dos indivíduos promoveu uma redução média de $5,3 \pm 1,2$ cm nas árvores passíveis de corte.

A diminuição do diâmetro médio do estoque de interesse comercial a cada ciclo de corte cria o problema de que, após um determinado número de ciclos, o povoamento remanescente possuirá a maior parte do seu estoque em classes diamétricas pequenas, que tanto são proibidas de corte quanto de baixo ou nulo interesse para a produção madeireira.

Alguns autores (SCHULZE *et al.*, 2008; MAZZEI *et al.*, 2010; EDWARDS *et al.*, 2014; AVILA *et al.*, 2017) estimaram que os manejos florestais praticados atualmente seriam sustentáveis em termos de volumetria de espécies comerciais por três ou quatro ciclos. Esses valores estão de acordo com o resultado encontrado nesse trabalho pois, se a redução do diâmetro médio se mantiver em cerca de 5 cm entre ciclos, o diâmetro médio dos indivíduos no momento da quarta colheita estaria

por volta de 50 cm, que é o mínimo permitido por lei – e, portanto, a exploração florestal se encerraria pela inexistência de uma proporção economicamente justificável de árvores para serem exploradas.

Assim, conforme já discutido anteriormente, a gestão florestal deve buscar manter maior proporção de árvores de grande porte nas florestas manejadas, o que parece ser uma demanda técnica que aumenta a segurança do projeto florestal ao garantir o valor econômico, para ciclos de corte imediatos, da floresta manejada – contribuindo, portanto, para a sustentabilidade volumétrica do manejo madeireiro.

Essa afirmação se valida com os dados apresentados na Figura 14, que apresenta os valores médios para o período (1994 a 2014) a densidade de árvores (árvores/hectare), incremento diamétrico anual individual (cm/árvore/ano) e incremento volumétrico anual individual ($\text{m}^3/\text{árvore/ano}$) para as classes diamétricas (intervalos de 25 cm).

A densidade de árvores segue a “curva do J invertido”, com a diminuição exponencial ($r^2 = 0,96$) do número de árvores com o aumento da classe diamétrica. Não houve relação entre o incremento diamétrico anual e o porte das árvores (resultado em concordância com o apresentado por De Graaf, Poels & Van Rompaey (1999) e Vidal (2004)), mas o incremento volumétrico individual foi satisfatoriamente modelado através de uma exponencial positiva ($r^2 = 0,80$), que indica aumento dessa variável em resposta ao aumento da classe diamétrica.

Portanto, considera-se validada a hipótese de que árvores de grande porte são essenciais para a sustentabilidade volumétrica do manejo madeireiro. Pode-se conduzir as florestas manejadas para comunidades com maior proporção de indivíduos grandes tanto pela forma de seleção das árvores no momento de corte quanto pela aplicação de tratamentos silviculturais que favoreçam o incremento diamétrico das árvores comerciais remanescentes. A execução dessas técnicas garante o interesse econômico na floresta manejada e promove, ou inicia, a condução da floresta para povoamentos cujo diâmetro médio das árvores comerciais seja adequado em termos econômicos.

A proteção de árvores de grande porte foi também recomendada por Putz *et al.* (2012) e Edwards *et al.* (2014), em função de três pontos principais: a) esses indivíduos oferecem enormes contribuições para alimentação e habitat da vida silvestre. Essa interação com a fauna, consequentemente, torna essas árvores importantes fontes de propagação da espécie; b) a remoção de indivíduos de grande porte promove significativas alterações na estrutura da floresta, e resulta em significativos débitos no estoque de carbono; c) a manutenção de árvores maiores mantém parte do valor econômico do estoque, contribuindo para a atratividade a longo prazo da atividade madeireira.

Figura 14: Densidade, incremento diamétrico individual e incremento volumétrico individual por classes diamétricas (intervalos de 25 cm) nos blocos Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR), em valores médios no período de 1994 a 2014. As barras indicam desvio padrão.

A Figura 15 apresenta a dinâmica de área basal dos blocos, dividindo-se as árvores em comerciais e não comerciais (“C” e “NC”, respectivamente), e inferiores ao diâmetro mínimo de corte ou não (“-” e “+”, respectivamente). Para TE, observa-se que a mortalidade de árvores C+ (indicada pela redução da área basal desse grupo) é compensada pelo crescimento de C- e NC-.

No bloco EC, o grupo NC- é o que mais apresenta incremento de área basal, o que resulta não só em dominância da floresta por indivíduos de espécies sem interesse comercial, como também em estabilização do grupo C+, que se manteve praticamente estável. Isso significa que a parte do capital “madeira” retirada na colheita de 1993 não se recuperou, e a próxima operação de manejo irá reduzir ainda mais o valor comercial desse estoque – tendendo assim para o esgotamento volumétrico dos talhões em três ciclos, sugerido por Schulze *et al.* (2008), Mazzei *et al.* (2010), Edwards *et al.* (2014) e Avila *et al.* (2017).

Figura 15: Dinâmica de área basal presente nos blocos Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR) por categoria “Comercial” (C) e “Não comercial” (NC), dividindo-as em árvores com DAP menor que 50 cm (-) e árvores com DAP maior ou igual a 50cm (+). As barras indicam desvio padrão.

O bloco EIR, por sua vez, registra regeneração tanto para C- quanto para C+, o que sugere que as condições ambientais são favoráveis à regeneração de espécies de interesse comercial. Inclusive, a estabilização da curva do grupo NC-, que se inicia aproximadamente em 2008, sugere que o dossel da floresta atingiu elevados níveis de competição, uma vez que o incremento em área basal somente continuou a ocorrer para as espécies comerciais, na sua maioria não pioneiras e que conseguem aproveitar a radiação difusa (PEÑA-CLAROS *et al.*, 2008b; BRANCALION, GANDOLFI & RODRIGUES, 2015).

Uma vez que o limite do crescimento das áreas manejados se dá quando é atingido um máximo de competição, os tratamentos silviculturais poderiam ter aumentado o valor comercial da regeneração de EIR. Em outras palavras, as operações de desbaste poderiam ter sido aplicadas para desfavorecer o desenvolvimento do grupo NC-, mantendo recursos disponíveis para o incremento das espécies comerciais. Nesse sentido, a condição de elevada competição e consequente redução do crescimento do talhão seria atingida num cenário onde as espécies de interesse comercial teriam maior importância relativa, conduzindo assim a regeneração do talhão para uma floresta “melhorada”, conforme o indicado por Taylor (1969) e Higuchi (1994).

Ecologicamente, é possível interpretar que a condição de elevada competição e redução do crescimento do talhão seja correspondente à capacidade de suporte do meio, situação de máximo acúmulo de biomassa. Segundo Odum (2012),

“À medida que um ecossistema torna-se maior e mais complexo, aumenta a proporção da produção bruta que deve ser respirada pela comunidade para sustenta-la e diminui a proporção que pode ser dedicada ao crescimento. No momento do equilíbrio entre estas entradas e saídas, o tamanho não pode aumentar mais. A quantidade de biomassa que pode ser sustentada sob estas condições denomina-se a capacidade máxima de suporte. As evidências indicam cada vez mais que a capacidade ótima de suporte, sustentável durante muito tempo frente às incertezas ambientais, é mais baixa, talvez 50% mais baixa que a capacidade teórica máxima de suporte.”

ODUM (2012), p. 110

Assim, considerando que a área basal é um bom descritor do grau de ocupação do terreno florestal (MACHADO & FIGUEIREDO FILHO, 2009), talvez até mais adequado do que volume, e que também parece ser uma variável diretamente ligada com a resiliência da comunidade florestal, a dinâmica da área basal no período de regeneração dos talhões pode ser um indicador do desenvolvimento do estoque.

Nesse sentido, os blocos manejados atingiram o nível máximo de área basal no ano de 2014, apresentando posteriormente tendência de estabilização dessa variável (Figura 16). Observa-se também que EC e EIR tinham, em 1993, valores semelhantes de área basal ($14,9 \pm 0,5 \text{ m}^2/\text{ha}$), porém a operação de colheita em EC proporcionou que a redução de área basal fosse 45% maior do que a colheita em EIR. No ano de 2014, o bloco EC possuía área basal de $13,5 \pm 0,4 \text{ m}^2/\text{ha}$, EIR apresentava $17,3 \pm 0,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ e TE registrou $13,2 \pm 0,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ – valores equivalentes a cerca de 90%, 117% e 97%, respectivamente, do registrado em 1993.

Figura 16: Registros de área basal (m^2/ha) e modelagem da tendência do comportamento dessa variável para os blocos Testemunha (TE), Exploração Convencional (EC) e Exploração de Impacto Reduzido (EIR). Todos os modelos foram ajustados através de equações polinomiais de 2º grau. As barras indicam desvio padrão.

A modelagem desenvolvida sugere que o bloco Testemunha possui certa estabilidade em sua área basal – e, talvez, a redução na área basal observada entre os anos de 2009 e 2014 possa ser explicada pelo fenômeno de desbaste natural, ocorrido em função do elevado nível de competição (atingimento da capacidade de suporte) registrado em TE. Essa hipótese, apesar de não poder ser

comprovada com os dados deste trabalho, ganha embasamento quando verificada com outros resultados – como os apresentados nas Figuras 10 e 15, que demonstram que a redução de G neste bloco ocorreu principalmente no grupo C+, enquanto indivíduos C- e NC- apresentaram incremento de área basal. Assim, com as árvores jovens crescendo, seja em resposta à mortalidade de C+ ou como causa deste fato, aumentam a biomassa e a competição no talhão como um todo, que ao atingir seu máximo (capacidade de suporte), tenderá a reduzir essas variáveis à níveis mais estáveis – que, conforme apresentado por Odum (2012), são mais baixos do que o máximo possível.

No bloco EC, por sua vez, o modelo desenvolvido indica que o máximo já foi atingido, sugerindo que a floresta regenerada mantenha, a princípio, um povoamento com valor de G pouco menor do que o observado em 1993. Essa interpretação está de acordo com diversos trabalhos recentes (VIDAL, 2004; GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006; MAZZEI *et al.*, 2010; ZIMMERMAN & KORMOS, 2012; ROOPSIND *et al.*, 2017) que apontam relação inversamente proporcional entre probabilidade de recuperação de florestas manejadas e intensidade de colheita, além de menores recuperações quanto maior o valor de área basal removida.

A operação de colheita em EIR, ao manter mais indivíduos de grande porte, proporcionar menores danos no talhão remanescente (WEST, VIDAL & PUTZ, 2014; PUTZ & RUSLANDI, 2015) e remover menos árvores, permitiu que a área basal atingisse, 16 anos após o manejo, o valor de $18,5 \pm 0,6 \text{ m}^2/\text{ha}$, cerca de $25 \pm 4\%$ superior ao registrado em 1993, antes da intervenção. Dessa forma, a exploração madeireira parece ter sido positiva, em termos silviculturais, para o desenvolvimento da floresta, uma vez que promoveu que maior proporção do terreno estivesse ocupada por árvores. Essa interpretação se apoia também nos dados da Tabela 10, que demonstra aumento de $12 \pm 9\%$ no número de árvores da categoria C+.

Porém, conforme já discutido no texto (dados apresentados na mesma tabela), o aumento na densidade de indivíduos C+ se explica essencialmente pelo recrutamento de indivíduos inferiores ao diâmetro mínimo de corte (DAP < 50 cm) para as classes passíveis de exploração, proporcionando redução de $6 \pm 10\%$ no diâmetro médio e $12 \pm 9\%$ no volume médio individual das árvores passíveis de corte (categoria C+).

Propõe-se a utilização do termo “valor comercial da recuperação” para se referir à proporção do incremento de florestas manejadas referente às espécies de interesse comercial. Essa variável é inversamente relacionada com a necessidade de aplicação de tratamentos silviculturais, uma vez que elevados valores comerciais da recuperação resultam em menor necessidade de intervenções no povoamento. Essa evolução da área basal de espécies comerciais com espécies não comerciais para os blocos deste estudo estão apresentadas na Figura 17.

Figura 17: Modelo da relação entre área basal de espécies comerciais e não comerciais. As barras indicam desvio padrão.

Não foi encontrada relação entre os valores de G de espécies comerciais e não comerciais para o bloco TE, o que era esperado pois indica uma floresta estável em crescimento e, portanto, submetida à alto grau de competição entre os indivíduos. Porém, para EC e EIR, o crescimento de recuperação dos talhões é bem marcada ($r^2 \geq 0,75$), sendo que EC apresenta ângulo de inclinação maior do que EIR – o que indica a recuperação de biomassa está ocorrendo em maiores proporções por espécies não comerciais, de acordo com já apresentado no texto e demonstrado nas Figuras 10, 11, 12 e 15. É possível interpretar, nesse sentido, que o *valor comercial da recuperação desse talhão, é baixo*.

O bloco EIR, por sua vez, apresenta tendência com ângulo de inclinação menor do que EC, sugerindo que existe certo equilíbrio entre o crescimento da área basal de espécies comerciais e não comerciais – proporcionando, assim, um *médio valor comercial da recuperação do talhão*. Porém, a aplicação de tratamentos silviculturais, ao desfavorecer o crescimento de indivíduos sem interesse comercial, apresenta potencial de aumentar a proporção da área basal de espécies comerciais, elevando assim o interesse econômico na floresta manejada.

Assumindo que o máximo valor de área basal observado em 2009 no desenvolvimento dos talhões (Figura 16) pode ser interpretado como a máxima capacidade de suporte ambiental, os

tratamentos silviculturais de eliminação de indivíduos não comerciais, além de favorecer o desenvolvimento de árvores comerciais, também manteriam esse parâmetro ecológico no nível ótimo, e não máximo – o que é mais desejável pois, segundo Odum (2012), é um nível mais estável por apresentar maior capacidade de auto sustentação “*frente às incertezas ambientais*”.

Se faz importante evidenciar que os dados observados nesse trabalho se referem às dinâmicas naturais das florestas após uma única intervenção. Tipicamente, isso não é o que ocorre nas áreas submetidas à Exploração Convencional, que se caracterizam pelas “reentradas” – termo atribuído à realização de nova exploração madeireira em determinado talhão já manejado antes sem que se tenha completado o ciclo de corte. Em geral, esse procedimento explora indivíduos de menor porte e/ou valor comercial e causa grandes danos ao povoamento (VIDAL, 2004).

A reentrada prematura é prejudicial para futuras colheitas madeireiras e para o talhão em diversos aspectos ecológicos e ambientais (PUTZ *et al.*, 2012) e, apesar da estimativa de que a partir da terceira ou quarta reentrada, a exploração madeireira nesse povoamento já não se justifica economicamente, Asner *et al.* (2009 *apud* PUTZ *et al.*, 2012) relatam que as florestas tropicais são explorados cerca de 20 vezes antes de serem desmatadas.

Assim, os resultados encontrados neste trabalho apoiam fortemente o conceito de que as técnicas de impacto reduzido são essenciais para o manejo florestal, pois a sua utilização promove melhorias operacionais e mantém a capacidade de regeneração da floresta remanescente. Porém, por ser um método operacional e não um sistema silvicultural, é insuficiente para a sustentabilidade volumétrica da exploração florestal. Para isso, se fazem necessárias melhorias no nível de planejamento e gestão, principalmente para manter ou aumentar o capital natural de florestas manejadas através da garantia da presença de árvores de grande porte (que apresentam elevado interesse comercial) e de *elevado valor comercial da recuperação dos talhões*, conduzindo através de intervenções silviculturais povoamentos com proporção economicamente adequada de indivíduos de interesse comercial.

7. CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho permitem concluir que as técnicas de exploração de impacto reduzido, apesar de serem superiores ao manejo realizado via exploração convencional, são

insuficientes para garantir a sustentabilidade volumétrica da gestão florestal pois não tratam das ações de condução das florestas manejadas.

O acompanhamento das florestas em regeneração deve se preocupar em garantir que uma proporção mínima desse processo ocorra em espécies de interesse comercial, de forma a manter o estoque madeireiro atrativo e justificando assim a continuidade do projeto florestal. Faz parte da responsabilidade do gestor florestal monitorar a competição entre espécies comerciais e não comerciais, prescrevendo intervenções quando a dinâmica natural estiver incompatível com as demandas econômicas.

A atual forma de seleção das árvores de corte retira das florestas os indivíduos de maior porte, que apresentam o maior valor econômico. Porém, isso tende a desvalorizar o estoque remanescente pois diminui o seu diâmetro médio – fato indesejável para a gestão florestal orientada para a produção madeireira.

Nesse sentido, são propostas duas possíveis soluções, cuja aplicação simultânea parece ser tecnicamente a solução mais adequada:

- a) Aumentar a proporção de árvores de grande porte retidas, de forma a manter sempre para cortes futuros indivíduos das maiores classes diamétricas possíveis. Essa recomendação visa distribuir de forma racional e planejada o incremento nas diferentes classes diamétricas, retendo parte do incremento na floresta para “consolidar o capital representado pelas árvores em crescimento” (TAYLOR, 1969; MAZZEI *et al.*, 2010; EDWARDS *et al.*, 2014; HIGMAN *et al.*, 2015; AVILA *et al.*, 2017; RUSLANDI, CROPPER JR. & PUTZ, 2017);
- b) Aplicar periodicamente tratamentos silviculturais, de forma a diminuir a competição dos indivíduos de espécies comerciais com indivíduos não comerciais. Apesar de serem práticas não realizadas em escalas operacionais na Amazônia brasileira, a literatura científica as têm considerado efetivas, desejáveis e essenciais para a gestão florestal focada em rendimentos madeireiros sustentáveis, permitindo tanto aumentar a produtividade de espécies comerciais quanto favorecer o incremento diamétrico, aumentando a área basal da floresta (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999; VIDAL, 2004; WADSWORTH & ZWEEDE, 2006; PEÑA-CLAROS *et al.* 2008a; SCHULZE *et al.*, 2008; VILLEGAS *et al.*, 2009; KRISNAWATI & WAHJONO, 2010; MAZZEI *et al.*, 2010; PUTZ *et al.*, 2012; SOUZA *et al.*, 2015; AVILA *et al.*, 2017).

O manejo florestal depende de técnicas complementares a colheita, no sentido de aumentar a proporção de espécies comerciais no estoque e promover a sua regeneração. Porém, as espécies

não comerciais cumprem importantes funções ecológicas, sendo essenciais para a relativa estabilidade da floresta e para a manutenção de baixos níveis de entropia após a colheita. Portanto, apesar de competir com o desenvolvimento do estoque comercial, o grupo não comercial parece ser fundamental para garantir a máxima produtividade florestal do talhão (HIGUCHI, 1994; GARDINGEN, VALLE & THOMPSON, 2006; GROGAN, VIDAL & SCHULZE, 2006; ODUM, 2012).

Com isso, fica claro que o processo de crescimento de talhões manejados deve possuir um balanço entre espécies comerciais e não comerciais – sendo que os respectivos limites são definidos pelo mínimo retorno econômico aceitável (representado pelo termo “valor comercial da recuperação florestal”) e pela manutenção da funcionalidade e resiliência dos talhões (domesticação sem comprometer a integridade ecológica e, conseqüentemente, o potencial de produtividade total da floresta).

Essa definição teórica que está sendo proposta consiste, portanto, na avaliação de talhões manejados através da relação, ao longo dos anos, entre a área basal⁸ de espécies comerciais e não comerciais – conforme apresentado na Figura 18.

Nesse modelo, existe uma região delimitada pelo ângulo α cuja escassez de indivíduos comerciais torna o manejo madeireiro economicamente inviável. Por outro lado, a região definida pelo ângulo β indica povoamentos dominados por indivíduos comerciais – que podem ocorrer naturalmente em algumas localidades mas, para a realidade da Amazônia brasileira, seriam obtidos através de tratamentos silviculturais intensivos, levando possivelmente à excessiva simplificação da floresta e comprometimento de funções ecológicas. Entre essas duas regiões do modelo, existe a área definida pelo ângulo θ , cujo valor é dado por $[\theta = 90^\circ - (\alpha + \beta)]$, e representa idealmente a amplitude na qual o retorno econômico e a domesticação florestal são viáveis e aceitáveis.

Dessa forma, a região $(\alpha + \theta)$ atende às necessidades ecológicas, e se limita pela “máxima alteração ecologicamente aceitável”. Por sua vez, a região $(\beta + \theta)$ satisfaz as necessidades de produção, e se limita pela “mínima recuperação comercialmente viável”. Portanto, um talhão que, durante o intervalo do ciclo, apresentasse o desenvolvimento do estoque dentro dessa zona poderia ser considerado um talhão bem manejado, pois garantiu a produção desejada de madeira e, ao mesmo tempo, a integridade ecológica da floresta – se aproximando, assim, da definição de “manejo florestal sustentável”.

Os ângulos α e β , que definem θ , podem variar dependendo do estágio sucessional da floresta manejada, paisagem, espécies ou famílias que dominam a floresta, além dos usos

⁸ A área basal foi a variável escolhida pois, conforme discutido no trabalho, consegue representar bem tanto o interesse econômico (pois se relaciona diretamente com o tamanho dos indivíduos) quanto a questão ecológica (uma vez que parece estar relacionada com a resiliência).

econômicos dados às espécies. Em outras palavras: florestas cuja maior parte das espécies ou nas quais as espécies naturalmente dominantes possuem interesse comercial (como ocorre na Indonésia, por exemplo), o valor de β é maior e esses talhões demandam, conseqüentemente, intervenções menos intensas. Por outro lado, formações com escassez de indivíduos ou espécies comerciais apresentam valores maiores de α , e demandam maior intensidade de tratamentos silviculturais a fim de atender às demandas econômicas.

Figura 18: Modelo teórico de interpretação dinâmica do desenvolvimento da área basal de um talhão florestal manejado para produção madeireira. O ângulo α corresponde à mínima recuperação da população comercial para manter a viabilidade econômica do manejo; o ângulo β , indica a máxima alteração estrutural possível – ou seja, o limite até o qual os tratamentos silviculturais podem favorecer espécies comerciais; por fim, o ângulo θ representa a zona de resultado que os tratamentos silviculturais (ou a recuperação natural da floresta) devem atingir, no qual são mantidas as funções ecológicas e as espécies comerciais apresentam incrementos comercialmente desejáveis, a fim de promover a sustentabilidade volumétrica do manejo florestal madeireiro. Figura elaborada pelo autor.

A avaliação da qualidade do incremento do talhão, em termos de interesse comercial, e limites aceitáveis de transformação do povoamento é importante para administradores florestais, pois subsidia a tomada de decisões, e permite com que os objetivos dos proprietários de terra e/ou os envolvidos com essa floresta sejam atendidos de maneira eficiente, mas dentro dos limites aceitáveis de domesticação da formação (TAYLOR, 1969; HIGUCHI, 1994; RIBEIRO, 2002; DAVIS *et al.*, 2005; WADSWORTH & ZWEEDE, 2006).

Retomando-se as hipóteses que orientaram o desenvolvimento do trabalho, as árvores de grande porte são de fato mais caras dentro do capital natural, tanto para fins produtivos quanto ecológicos. Porém, a Hipótese 1 será considerada apenas “parcialmente validada” pois a retenção de maior percentual dessa categoria de indivíduos é uma forma de promover a condução de comunidades de maior interesse madeireiro, mas não a única: a aplicação de tratamentos silviculturais que favoreçam o incremento diamétrico pode ser outra forma de suprir essa demanda.

Por fim, os resultados da análise de dados confirmam a superioridade técnica das técnicas de exploração de impacto reduzido. A amplitude da variação de todos os parâmetros avaliados foi menor em EIR do que em EC, de forma que se interpreta que essas técnicas mantêm as áreas manejadas em melhores condições de regeneração e condução do que a exploração feita convencionalmente – validando assim a Hipótese 2.

7.1. Recomendações técnicas

São recomendações técnicas dessa dissertação:

- a) Os tratamentos silviculturais são operações importantes para garantir que talhões explorados para madeira regenerem estoques comercialmente desejáveis. Portanto, devem ser estimulados nos planos de manejo florestal que visem a sustentabilidade volumétrica, e somente poderiam deixar de ser realizados se os dados daquele talhão, levantados pelas parcelas permanentes, indicassem a não necessidade de execução.
- a.1.) Baseando-se na revisão de literatura realizada, sugere-se que, a princípio, devem ser previstas intervenções silviculturais a cada 10 anos após a operação de colheita florestal (ou seja, 10 e 20 anos após a exploração). Esse intervalo é descrito como o tempo necessário para o reestabelecimento da competição no povoamento e consequente diminuição do seu incremento. Portanto, para manter as taxas de crescimento elevadas, recomenda-se a aplicação de tratamentos silviculturais (desbastes) periodicamente. Deve-se preferir desbastes de liberação (e não de refinamento), orientados para favorecer apenas indivíduos de interesse comercial.

a.2.) As práticas de condução florestal devem ser desenhadas considerando-se colheitas futuras (DE GRAAF, POELS & VAN ROMPAEY, 1999; PUTZ & RUSLANDI, 2015), e todo projeto florestal deve ter como o seu horizonte de execução infinito (a floresta pode indefinidamente se regenerar, quando mantido um ambiente adequado). Porém, a operacionalização dos tratamentos silviculturais deve ser orientada por um objetivo concreto – como a produção necessária para uma determinada colheita (maior discussão sobre esse aspecto pode ser lida em Wadsworth (2001) e Wadsworth & Zweede (2006)).

Assim, como medida adicional, sugere-se que o planejamento da condução dos talhões vise sempre as duas próximas colheitas. Apesar do manejo objetivar produção madeireira indefinidamente, os tratamentos silviculturais devem ser operacionais, e o horizonte de planejamento de 60 anos parece ser factível – tanto do ponto de vista de gestão do povoamento florestal, quanto de previsão de mercado a fim de classificar as espécies como “comerciais” ou “não comerciais”.

O período do segundo tratamento (20 anos após a colheita) é o indicado para adequar expectativas de produção com a realidade do talhão e seu potencial de crescimento para os próximos 10 anos. Ressalta-se que o plano de manejo deve ser reestruturado a cada novo corte, ampliando-se o horizonte de planejamento para mais 60 anos – de forma que o “planejamento operacional” é limitado, mas o “planejamento estratégico” tende ao infinito. Esse cenário proposto está esquematizado na Figura 19.

b) O conjunto de técnicas denominado “exploração de impacto reduzido” é essencial, mas insuficiente para se atingir um “manejo florestal sustentável”. Essa constatação não deprecia a importância da operação conduzida por EIR, mas sim evidencia que o avanço do manejo florestal agora deve ocorrer também na dimensão de planejamento e gestão. Portanto, a legislação deveria distinguir os dois termos (atualmente os trata como sinônimos), e exigir que os planos de manejo florestal que se propõe a produzir continuamente madeira apresentem e executem de fato medidas para garantir tal ato. Os resultados do presente trabalho indicam duas variáveis que parecem ser essenciais para se cumprir tal objetivo:

b.1.) Balancear o incremento e a ocupação da área entre espécies comerciais e não comerciais através de tratamentos silviculturais. Os talhões manejados devem possuir um *valor comercial mínimo da recuperação florestal* (mínima proporção do incremento atribuída às espécies comerciais) que justifique, economicamente, explorações futuras. Em particular, o desbaste de liberação aplicado nos indivíduos pré-selecionados para o próximo corte, de

forma a favorecer e aumentar o seu incremento, parece ser a técnica mais efetiva em termos de produção madeireira;

Figura 19: Esquema da estruturação temporal do manejo florestal, sendo que cada cor representa uma rotação do talhão. As operações de campo foram simplificadas em colheita e tratamentos silviculturais (respectivamente, “C” e “T”). As atividades administrativas apresentadas são a estimativa da próxima produção (E), com base na resposta do talhão ao primeiro tratamento e na atividade a ser realizada no segundo tratamento, e a reformulação do plano de manejo (R), baseando-se na nova situação do estoque de madeira e evidenciando as medidas a serem tomadas para manutenção/aumento de seu valor econômico. Figura elaborada pelo autor.

- b.2.) Deve-se aplicar uma restrição na redução do diâmetro médio do povoamento. Para se garantir que o povoamento não tenda a ser dominado por árvores de menor porte, a exploração madeireira deve manter maior percentual de indivíduos de grande porte, favorecer o incremento diamétrico das árvores remanescentes (novamente, os desbastes de liberação poderiam ser úteis) e, principalmente, otimizar tecnicamente a seleção de árvores de corte de forma a diminuir a variação no diâmetro médio.
- c) Adicionalmente, existem duas diretrizes técnicas desenvolvidas no sistema CELOS (Suriname) que deveriam ser incorporadas na legislação brasileira:
- c.1.) A seleção de árvores a serem cortadas deve evitar “agregamentos”, ou seja, a derrubada de indivíduos muito próximos de modo que a colheita forme grandes clareiras (ROOPSIND *et al.*, 2017). Nesse sentido, as variáveis “tamanho médio das clareiras”, “tamanho máximo de

clareira” e “soma (total) de área de clareiras” poderiam ser indicadores de campo para verificar a qualidade da operação;

c.2.) No Suriname, os ciclos podem variar de 15 a 30 anos, dependendo da colheita que foi realizada e da taxa de crescimento da floresta remanescente (DE GRAAF, POELS & ROMPAEY, 1999). Porém, no Brasil, a legislação impõe um ciclo mínimo de 25 anos (BRASIL, 2006; CONAMA, 2009). Tecnicamente, intensidades menores de colheita deveriam permitir rotações mais curtas, o que poderia gerar novos modelos de negócios baseados em produções mais dinâmicas e com seleções de espécies mais adequadas para as demandas momentâneas do mercado. Ao mesmo tempo, ampliar as possibilidades da gestão florestal demandaria maior solidez dos órgãos fiscalizadores.

d) A manutenção do valor econômico do estoque madeireiro é de especial interesse para as áreas de concessão florestal (áreas públicas). Portanto, deveriam ser desenvolvidas políticas específicas para essa modalidade de exploração madeireira, de forma a garantir que os talhões explorados mantenham ou melhorem a atratividade econômica. O caso de áreas de concessão finalizarem editais sem renovação satisfatória do estoque madeireiro implica em desvalorização do capital natural e, conseqüentemente, estagnação do processo produtivo nessas áreas.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A conservação das florestas é uma necessidade que deve ser alinhada com a crescente demanda por madeira. Apesar das plantações florestais serem mais produtivas, elas não oferecem nem todas as funções e valores ecológicos e nem a gama de produtos (madeireiros ou não) que as florestas naturais (WADSWORTH & ZWEEDE, 2006).

As florestas tropicais são recursos renováveis, que dentro de determinados critérios, podem ser manejadas e ainda reter importantes funções ecológicas e quase a totalidade de sua diversidade e riqueza de espécies: entre 85 e 100% das espécies de mamíferos, aves, invertebrados e plantas permanecem após a exploração madeireira (ATTIWILL, 1994; PUTZ *et al.*, 2012). Além disso, florestas exploradas seletivamente apresentam significativos valores ambientais e conservacionistas (talvez seja até mais efetiva a conservação de amplas áreas bem manejadas do que florestas intactas porém fragmentadas), de forma que o manejo florestal é o “caminho do meio” entre conversão do uso do

solo e proteção total e merece mais atenção de pesquisadores, organizações conservacionistas e legisladores (OLIVEIRA *et al.*, 2005; PUTZ *et al.*, 2012; EDWARDS *et al.*, 2014).

Manejar florestas naturais, além de ser uma atividade de interesse econômico, é também uma forma de valorizar (cultural e socialmente) esse recurso e pode promover a sua conservação. Todavia, a efetividade e, principalmente, a continuidade dessa gestão florestal depende da sustentabilidade volumétrica – ou seja, a regularidade da produção madeireira.

Para tanto, devem ser elaborados e implementados sistemas silviculturais adaptados às florestas tropicais, sendo necessário que os gestores florestais monitorem o processo de regeneração florestal, de forma a garantir que o incremento da comunidade seja composto por determinada proporção de espécies de interesse comercial, de forma que a regeneração florestal deve possuir um “valor comercial mínimo” que justifique economicamente a continuidade da exploração madeireira. Quando o processo de regeneração não atender às demandas econômicas, devem ser feitos tratamentos silviculturais para favorecer o desenvolvimento de espécies de interesse comercial.

O objetivo desses tratamentos deve ser o estabelecimento de estoques madeireiros de elevado interesse econômico. Para isso, além do favorecimento do incremento de espécies comerciais, os gestores florestais devem estar atentos também ao diâmetro médio do povoamento, buscando conduzir comunidades florestais com boa proporção de árvores de grande porte.

Essas medidas favorecem a regeneração de florestas adequadamente gerenciadas, que não apresentam exatamente os mesmos parâmetros, composição e estrutura da situação anterior ao manejo, mas estabelecem comunidades florestais que conservam a resiliência (consequentemente, as funções ecológicas) e possuem elevado valor comercial para curto, médio e longo prazos.

Assumindo que os tratamentos silviculturais implicam, de alguma forma, na domesticação das florestas, o desafio da silvicultura tropical é determinar qual é o limite aceitável de transformação das florestas. Dentro de critérios ecológicos, a condução de uma comunidade florestal para prover as necessidades humanas dentro de critérios ecológicos não implica, necessariamente, em prejuízos para a conservação ambiental.

A gestão florestal focada nos rendimentos madeireiros é questionada quanto ao dilema de manter a estrutura florestal pré-intervenção (e supostamente conservar a biodiversidade, mas sem garantir a produção) ou conduzir a floresta para manter fluxos regulares de madeira. Porém, as metas desses dois objetivos não são incompatíveis, e a implementação de um “manejo responsável” não implicará em drásticas mudanças das atuais práticas de manejo madeireiro nem em custos irrealísticos (FREDERICKSEN & PUTZ, 2003).

A intensificação silvicultural em florestas naturais deve ser interpretada como um esforço para conservação florestal (ZARIN *et al.*, 2005). De fato, a manutenção, no estado mais natural possível, de aproximadamente 400 milhões de hectares de florestas tropicais ao redor do mundo oficialmente designadas para a produção madeireira, irá depender da intensificação silvicultural nesses talhões (PUTZ & RUSLANDI, 2015).

Com a intensificação das práticas silviculturais em áreas naturais, buscando utilizar os recursos naturais dentro dos limites que não afetem os processos ecológicos das florestas, será possível desenvolver social e economicamente a região amazônica, que ainda apresenta setores econômicos muito aquém de seu potencial – principalmente em função de entraves burocráticos, falta de políticas públicas claras e da incapacidade de atração da moderna empresa à região (MEIRELLES FILHO, 2006).

8.1. Questões remanescentes

Por fim, as dúvidas remanescentes do presente trabalho são:

- a) Como definir, mensurar e operacionalizar o “limite ecológico” (proporção mínima de espécies não comerciais) que orienta a modificação da estrutura florestal provocada pelos tratamentos silviculturais? Qual o grau de simplificação da estrutura florestal que compromete, em níveis inaceitáveis, a conservação da biodiversidade?
- b) Como mensurar, estimar e/ou favorecer a resiliência de um talhão florestal? É possível, através de intervenções antrópicas, aumentar a resiliência de um ambiente natural?
- c) Qual o impacto financeiro de se colher menor proporção de indivíduos de grande porte? A produção esperada para as próximas colheitas compensa, em termos econômicos, essa redução de produção na primeira intervenção?
- d) O Brasil está preparado em termos institucionais para diversificar os modelos de exploração florestal, em termos de duração do ciclo x intensidade de colheita? Intervenções mais leves, porém mais frequentes, afetam de que forma a dinâmica florestal? Esses modelos são economicamente interessantes?

9. APÊNDICES

9.1. Apêndice I: Listagem e classificação das espécies

O presente apêndice contém a lista com identificação botânica das espécies inventariadas nos talhões, bem como a sua classificação em termos de grupos sucessionais e de interesse comercial. No total, foram encontradas 342 espécies, das quais 266 (78%) foram identificadas até o nível de espécie, 21(6%) até o gênero, 23 (7%) somente em nível de família e 32 (9%) não puderam ser identificadas, sendo apresentadas com o código “N.I.”.

Foram encontradas no total 51 famílias botânicas, sendo que 10 famílias contêm cerca de 70% da riqueza inventariada: Fabaceae (25%), Sapotaceae (11%), Lauraceae (7%), Moraceae (5%), Lecythidaceae (5%), Malvaceae (4%), Annonaceae (4%), Burseraceae (4%), Euphorbiaceae (3%) e Meliaceae (3%). Apenas quatro famílias foram exclusivas de um talhão (ocorreram apenas em um dos talhões inventariados). Cerca de 50% das espécies ocorreram nos três talhões, 27% em duas áreas e 24% foram exclusivas de um talhão.

Tabela Apêndice I: Listagem de identificação botânica e classificação silvicultural das espécies. **Legenda:** P = Pioneira; I = Intermediária; T = Tardia; NC = Não classificada; TE = talhão Testemunha; EC = talhão manejado via Exploração Convencional; EIR = talhão manejado via Exploração de Impacto Reduzido.

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Achariaceae	<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhlm.	Canela-de-velho	T	Não	X	X	
Anacardiaceae	<i>Anacardium spruceanum</i> Engl.	Cajuaçu	P	Sim	X	X	
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guacuta	I	Não	X	X	X
	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	Muiracatiara	P	Sim	X	X	X
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	T	Não		X	X
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tapiririca-vermelha	P	Sim	X	X	X
	<i>Tapirira</i> sp.	Tapiririca	P	Não	X	X	X
Annonaceae	<i>Annona</i> sp.	Envira-sombreira	I	Não	X	X	X
	<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	Caniceiro	I	Não	X	X	X
	<i>Duguetia echynophora</i> R.E. Fr.	Envira-surucucu	T	Não	X	X	X
	<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fries	Envira-preta-da-mata	T	Sim	X		X
	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	Envira-preta (casca grossa)	T	Sim	X		
	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	Envira-preta	T	Sim	X	X	X
	<i>Guatteria</i> sp.	Envira-preta (folha estreita)	T	Sim			X
	<i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr	Envira-amarela	T	Não	X		X
	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Envira (folha fina)	T	Não			

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Annonaceae	<i>Xylopia grandiflora</i> A.St.-Hil.	Envira	T	Não	X		X
	<i>Xylopia nitida</i> Dun.	Envira-branca	T	Sim	X	X	X
	<i>Xylopia ocrantha</i> Mart.	Envira-vermelha	T	Não	X	X	X
Apocynaceae	<i>Ambelania tenuifolia</i> Muell	Pepino	NC	Não			
	<i>Aspidosperma album</i> (Vahl) R. Bem. Ex Pinchom	Araracanga	T	Sim	X	X	X
	<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. Ex. Nüell. Arg.	Carapanauba	T	Não	X	X	X
	<i>Geissospermum laevis</i> Miers	Quinarana	T	Não	X	X	
	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce) Woodson	Sucuuba	I	Não	X	X	X
	<i>Parahancornia amapa</i> Hub.	Amapá	I	Sim	X	X	X
Araliaceae	<i>Scheffera morototoni</i> (Aubl.) Maguire	Morototó	T	Sim	X	X	
Arecaceae	<i>Oenocarpus mapora</i> Karsten	Bacabinha	P	Não	X	X	X
Asphodelaceae	<i>Maytenos guianensis</i> Kl.	Chichua	T	Não	X	X	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aublet) D. Don	Para-para	P	Sim	X	X	X
	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Ipê-roxo	T	Sim	X	X	X
	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) Nicholes	Ipê-amarelo	T	Sim	X	X	X
	<i>Tabebuia</i> sp.	Ipê	T	Sim		X	X
Bixaceae	<i>Bixa arborea</i> Huber	Urucum-da-mata	P	Não	X		
Bombacaceae	<i>Bombax longipedicellatum</i> Ducke	Mamorana-de-terra-firme	P	Não			X
Boraginaceae	<i>Auxemma oncocalyx</i> (F. Allem) Taub.	Pau-branco	P	Sim	X	X	X
	<i>Cordia glabrata</i> (Mart.)	Louro-branco	I	Sim			X
	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Freijó-branco	T	Sim	X	X	X
	<i>Cordia sagoti</i> L. M. Johnston	Freijó	P	Não	X	X	
	<i>Cordia scabrada</i> Mart	Freijozinho	P	Não	X	X	X
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl) Marchand	Breu-branco	T	Não	X	X	X
	<i>Protium opacum</i> Swart.	Breu-preto	NC	Não	X	X	X
	<i>Protium paniculatum</i> (Engl.)	Breu-de-leite	T	Não		X	X
	<i>Protium robustum</i> (Swart.) Porter	Breu-folhão	T	Não		X	X
	<i>Protium</i> sp.	Breu-amesclão	I	Não	X	X	
	<i>Protium tenuifolium</i> Engl.	Breu	T	Não	X	X	X
	<i>Simaruba amara</i> Aublet	Marupá	NC	Não	X	X	X
	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Breu-manga	T	Sim	X	X	X
	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) O.Kuntze	Barrote	I	Não	X	X	X
	<i>Trattinickia burseraefolia</i> Mart	Breu-sucuruba	P	Sim	X	X	X
	<i>Trattinnickia panamensis</i> Engl.	Breu-barrote	T	Sim	X	X	X
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubli) A. DC.	Mamuí	NC	Não	X	X	X

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aublet) Pers. spp. Glabrum	Piquiarana	T	Sim	X	X	X
	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers	Piquiá	T	Sim	X	X	X
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethlage	Embauba-vermelha	T	Sim	X	X	X
	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	Embauba-branca	P	Não	X	X	X
	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Embauba	T	Sim	X	X	X
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Mapatirana	P	Não	X	X	X
	<i>Pourouma minor</i> Benoist	Embauba-torém	P	Não			
Celastraceae	<i>Austroplenkia populnea</i> Reissek	Mangabarana	NC	Não	X	X	X
	<i>Maytenus rigida</i> Mart	Pau-de-colher	I	Não	X	X	X
Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	Pajurazinho	I	Não	X		
	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Macucu	T	Não	X	X	X
	<i>Licania kunthiana</i> Hook F.	Pintadinho	T	Não	X	X	X
	<i>Licania utilis</i> (Hook.f.) Fritsch.	Caraípe	T	Não	X		
	<i>Parinari campestris</i>	Pajurá	I	Não	X	X	
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Camb.	Jacaréuba	I	Sim		X	
	<i>Caraipa grandifolia</i> Mart.	Louro-abacate	P	Sim	X	X	X
	<i>Clusia criuva</i> subsp. <i>parviflora</i> Vesque	Mangerana	T	Não			X
	<i>Moronobea coccinea</i> Aubl.	Ananim	I	Sim	X	X	X
	<i>Tovomita cephalostigma</i> Vesque	Mangueirana	T	Não	X	X	
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Lacre	P	Não	X	X	X
Combretaceae	<i>Laguncularia racemosa</i> Gaertn.	Tinteiro	I	Não	X	X	X
	<i>Terminalia guianensis</i> Eichl.	Tanimbuca	P	Sim	X	X	
Dialium	<i>Dialium guianensis</i> (Aublet.) Sandwith	Jutaí-pororoca	I	Sim	X	X	X
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i> Poep. et Engl.	Pau-de-bicho	NC	Não	X	X	X
Ebenaceae	<i>Diospyros dukei</i> Sandw	Caqui-preto	T	Sim	X	X	X
	<i>Diospyros melinoni</i> (Hiern) A. Smith	Caqui (folha branca)	T	Não			X
	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandwith	Caqui	T	Não	X	X	X
	<i>Diospyros tectrandia</i> Hiern	Caqui (casca dura)	T	Não	X	X	X
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusa</i> Split.	Urucurana	P	Não	X	X	X
	<i>Sloanea</i> sp.	Urucurana-vermelha	P	Não		X	X
Euphorbiaceae	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	Maravuvuia	P	Não	X	X	
	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	Maparanã	T	Não	X	X	X
	<i>Mabea angustifolia</i> . Spruce ex Benth.	Taquari	P	Não	X		X
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Mamoninha	P	Não		X	
	N.I. 07	Arataciu (casca grossa)	T	Não		X	X
	N.I. 08	Arataueu	T	Não	X	X	X
	<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	Arataciu	T	Sim	X	X	X

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Euphorbiaceae	<i>Sapium argutum</i> (Müll. Arg.) Huber	Burra-leiteira	T	Não		X	
	<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll.Arg.) Huber	Murupita	T	Não	X	X	X
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Inguarana	P	Não		X	
	<i>Abarema matarbilfolia</i> (Sandw) Barneby & Eurimes	Ingá-rosca	P	Não	X	X	X
	<i>Acosmium nitens</i> (Vog.) Yakovlev	Itaubarana	P	Não	X		X
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fava-amarelo	P	Não	X		X
	<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & Grimes	Mapucuxi-vermelho	P	Sim	X	X	X
	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth	Sucupira-amarela	T	Sim	X	X	X
	<i>Bowdichia virgiloides</i> Kunth.	Sucupira	T	Sim	X	X	X
	<i>Copaifera duckei</i> Dwyer	Copaíba	T	Sim	X	X	X
	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Angelim-pedra	T	Sim	X	X	X
	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amsh.	Sucupira-pele-de-sapo	T	Sim		X	
	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd	Cumaru	T	Sim	X	X	X
	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	Fava-orelha-de-macaco	P	Sim	X	X	X
	<i>Enterolobium timbouva</i> Mart.	Tamburi	P	Não		X	
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	P	Sim	X	X	X
	<i>Hymenaea palustris</i> Ducke	Jatobá-mirim	T	Sim	X	X	X
	<i>Inga acreana</i> Harus	Ingá-bourgoni	P	Não	X		
	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Ingá-vermelho	T	Sim	X	X	X
	<i>Inga capitata</i> Desv.	Ingá-capitata	P	Não			X
	<i>Inga cf. cylindrica</i> Mart	Ingá-branca	P	Não	X	X	X
	<i>Inga cf. pezizifera</i> Benth	Ingá	P	Não			X
	<i>Inga distincha</i> Ducke	Ingá-peluda	P	Não	X		X
	<i>Inga dumosa</i> Bth	Ingá-da-várzea	P	Não			X
	<i>Inga edulis</i> Mart	Ingá	T	Sim	X	X	X
	<i>Inga eplendens</i> Willd.	Ingá-facãozinho	P	Não			X
	<i>Inga falcistipula</i> Ducke	Ingá (estípula pequena)	P	Não			X
	<i>Inga feuillei</i> DC. Synonyms.	Ingá-amarelo	P	Não		X	
	<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	Ingá-coração-de-preguiça	P	Não	X		X
	<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	Ingá (folha peluda)	P	Sim	X	X	X
	<i>Inga macrophylla</i> H.B.K.	Ingá (folha grande)	P	Não	X	X	X
	<i>Inga melinones</i> Sagot	Ingá	P	Não	X		X
	<i>Inga schnifolia</i>	Ingá (folha miúda)	P	Não		X	X
	<i>Inga</i> sp.	Ingá-vum	P	Não		X	
	<i>Inga thibaldiana</i> DC.	Ingá-de-roçado	P	Não	X		X

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Fabaceae	<i>Macrolobium bifolium</i> (Aublet) Pers.	Iperana	T	Não	X	X	X
	<i>Macrolobium campestre</i> Huber	Iperana (bifoliar)	T	Não	X	X	X
	N.I. 17	Fava-catanuda	T	Não	X	X	X
	N.I. 18	Fava-mapucuxi	T	Não	X	X	X
	N.I. 23	Ingá-figado-de-preguiça	T	Não	X	X	X
	N.I. 24	Ingá-palhão	T	Não		X	X
	N.I. 47	Tento (folha grande)	P	Não	X		
	N.I. 48	Tento (folha miuda)	T	Não	X	X	X
	N.I. 49	Tento-babão	T	Não	X	X	X
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Tento	P	Não	X	X	X
	<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke	Buiuçu	I	Sim	X	X	X
	<i>Ormosia excelsa</i> (Spruce ex Benth.) Rudd	Sucupira-babona	T	Sim		X	X
	<i>Ormosia flava</i> Ducke	Tento-preto	P	Não		X	
	<i>Parkia decusata</i> Ducke	Faveira (folha grande)	P	Sim	X		X
	<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	Faveira-atana	P	Sim		X	
	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Fava-atanã	T	Sim	X	X	X
	<i>Parkia nitida</i> Miq.	Faveira	NC	Não	X	X	X
	<i>Parkia pendula</i> Benth	Fava-bolota	T	Sim	X	X	X
	<i>Parkia platycephala</i> Benth	Faveira-bolota	P	Não			X
	<i>Parkia</i> sp.	Faveira-vermelha	P	Sim			X
	<i>Peltogyne recifensis</i> Ducke	Roxinho	P	Sim	X	X	X
	<i>Pithecolobium racemosum</i>	Angelim-rajado	T	Sim	X	X	
	<i>Platymiscium filipes</i> Benth	Macacaúba	I	Sim	X	X	X
	<i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke	Gema-de-ovo	I	Não	X	X	X
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth	Coração-de-negro	T	Não	X	X	X
	<i>Pseudopiptadenia</i> sp.	Fava-timborana	T	Sim			X
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> Miq.	Timborana	P	Sim	X	X	X
	<i>Pterocarpus amazonum</i> (Mart. ex Benth.) Amshoff	Mututí-de-sangue	I	Não	X	X	X
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	Mututí	T	Não	X	X	X
	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	Sucupira-buiuçu	T	Sim		X	X
	<i>Sclerolobium goeldiana</i> Huber	Tachi	I	Sim	X	X	
	<i>Sclerolobium melanocarpum</i> Ducke	Tachi-vermelho	I	Sim	X	X	X
	<i>Shichozolobium amazonicum</i> (Huber) ex. Ducke	Paricá	P	Não	X	X	X
	<i>Stryphnodendron paniculatum</i> Popp & Endl	Mamica-de-porca	P	Não	X	X	X
	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> Hochr.	Fava-branca	NC	Não	X	X	
	<i>Stryphnodendron</i> sp.	Fava-barbatimão	NC	Sim	X	X	X

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Fabaceae	<i>Swartzia recurva</i> Poeppig	Pacapeuá	T	Não			
	<i>Tachigali alba</i> Ducke	Tachi-branco	P	Sim	X	X	X
	<i>Tachigali myrmecophila</i> Ducke	Tachi-pitomba	P	Sim		X	
	<i>Tachigalia paniculata</i> Aublet	Tachi-preto	P	Sim	X	X	X
	<i>Vatairea</i> sp.	Fava-mandioqueira	P	Sim		X	
	<i>Vicia faba</i> L.	Fava	P	Não	X	X	
	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	Pau-ferro	I	Sim	X	X	X
Flacourtiaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Casiaria-da-mata	P	Não			X
Flacourtiaceae	<i>Laetia procera</i> (P. et E.) Eichl.	Pau-jacaré	P	Sim	X	X	X
Humiriaceae	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	Uxi	I	Sim	X	X	X
	<i>Sacoglottis amazonica</i> Benth	Uxirana	I	Sim	X	X	X
	<i>Sacoglottis guyanensis</i> Benth	Achuá	P	Não	X		X
Lauraceae	<i>Aioea</i> cf. <i>densiflora</i> Nees	Louro-preto	I	Não	X		X
	<i>Aioea myristicoides</i> Mez	Louro-cascudo	I	Não			
	<i>Aioea</i> sp.	Louro (folha verticilada)	I	Não			
	<i>Aniba williamsii</i> O. C. Smidt	Louro-cravo	I	Não		X	
	<i>Licaria guianensis</i> Aubl	Louro-jandaúba	I	Não	X		X
	<i>Licaria rigida</i> Kosterm	Louro-amarelo	NC	Sim	X	X	X
	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meissn.)	Itaúba	T	Sim			X
	N.I. 26	Louro (folha miuda)	P	Sim	X		
	N.I. 27	Louro-preto-cheiroso	P	Não	X		
	N.I. 28	Louro-tamacequari	T	Não		X	X
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Louro-de-tamanco	I	Não	X	X	
	<i>Nectandra grandis</i> Mez.	Louro-puxurí-bravo	I	Não			X
	<i>Nectandra pichurim</i> Mez.	Louro	P	Sim	X	X	X
	<i>Ocotea caudata</i> Mez.	Louro-preto	I	Sim	X	X	X
	<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez.	Louro (folha grande)	I	Não	X		X
	<i>Ocotea fragrantissima</i> Ducke	Louro-canela	P	Sim	X	X	
	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) mez	Louro-abacate	P	Sim	X	X	X
	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth.	Louro-vermelho	I	Não	X		X
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	Louro-cheiroso	I	Não	X		
	<i>Ocotea petalanthra</i> (Meiss) Mez	Louro-preto (casca vermelha)	I	Sim			X
	<i>Ocotea rubra</i> Mez.	Louro-vermelho	NC	Não	X	X	X
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> H.B.K.	Castanheira	T	Sim		X	
	<i>Couratari guianensis</i> Aublet	Tauari	T	Sim	X	X	X
	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke et Knuth	Tauari (folha pequena)	T	Sim	X	X	X
	<i>Eschweilera apiculata</i> (Miers) A.C.Sm.	Ripeiro	T	Não	X		X

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Lecythidaceae	<i>Eschweilera blanchetiana</i> (Berg) Miers	Matamata-preto	T	Sim	X	X	X
	<i>Eschweilera collina</i> Eyma	Matamata-jibóia	T	Não			X
	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	Matamata	T	Não	X	X	X
	<i>Eschweilera grandiflorum</i> (Aubl.) Sandwith	Matamata-grande	T	Não			X
	<i>Eschweilera obversa</i> (Berg) Minas	Jatereua	T	Não		X	
	<i>Lecythis chartacea</i> Berg	Matamata (casca lisa)	T	Não	X		
	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	Abiurana-pitomba	T	Não	X	X	X
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) mori	Jarana	T	Não	X	X	X
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess	Sapucaia	T	Sim	X	X	X
	N.I. 51	Tauari-branco	T	Sim	X		X
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> . Koehne	Mirindiba	P	Não		X	
Malpighiaceae	<i>Byrsonima aerugo</i> Sagot	Murici-da-mata	P	Sim		X	
	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Rich	Murici	P	Sim	X	X	X
Malvaceae	<i>Apeiba burchelli</i> Sprague	Pente-de-macaco (sulcado)	P	Não	X	X	X
	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	Pente-de-macaco (serrado)	P	Sim	X		X
	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	Pente-de-macaco	P	Não	X	X	X
	<i>Apeiba</i> sp.	Pente-de-macaco (folha peluda)	P	Não	X		X
	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl. Robyns)	Mamorana	T	Não	X	X	X
	<i>Eriotheca longipedicellata</i> (Ducke) A. Robyns	Imbiruçu	P	Sim	X	X	X
	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	Açoita-cavalo	I	Não	X	X	X
	<i>Ochroma pyramidale</i> var. <i>bicolor</i> Brizicky	Pau-de-balsa	I	Não			
	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Munguba	P	Não	X		X
	<i>Sterculia pilosa</i> Ducke	Envira-quiabo	I	Não		X	
	<i>Sterculia speciosa</i> Schum	Tacacazeira	I	Sim	X	X	
	<i>Theobroma speciose</i> Willd. Ex Spreng.	Cacau	T	Não	X	X	X
	<i>Theobroma</i> sp.	Cacau-da-mata	NC	Não	X	X	X
Melastomataceae	<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn.	Muuba	NC	Não	X	X	X
	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana.	Goiaba-de-anta	P	Não	X	X	X
	<i>Mouriria plasschaerti</i> Pulle.	Muiráuba	T	Não	X		
	N.I. 52	Muiráuba (folha grande)	T	Não	X		
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Andiroba	I	Sim	X	X	X
	<i>Carapa procera</i> DC.	Andirobinha	T	Não			X
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-vermelho	T	Sim		X	X
	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	T	Sim	X	X	X
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleum	Jatuba	P	Não			X

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Andirobarana (folha grande)	T	Não			X
	<i>Guarea subsessiliflora</i> C.DC.	Andirobarana	T	Não	X	X	X
	N.I. 06	Andirobarana	T	Não		X	X
Moraceae	<i>Bagassa guianensis</i> Aublet	Tatajuba	P	Sim	X	X	X
	<i>Brosimum amplicoma</i> Ducke	Amapá-amargoso	I	Sim	X		
Moraceae	<i>Brosimum aubletii</i>	Gameleira	P	Não	X	X	X
	<i>Brosimum gaudichaudianum</i> Kunth	Inharé	I	Não	X	X	
	<i>Brosimum obovata</i> L.	Mururé	NC	Não	X	X	X
	<i>Brosimum paraense</i> Huber	Muirapiranga	T	Sim			X
	<i>Brosimum potabile</i> Ducke	Amapá-doce	T	Sim	X	X	X
	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Pau-vermelho	T	Não			X
	<i>Clarisa racemosa</i> Ruiz e Pav.	Guariúba	T	Sim	X	X	X
	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Grimes	Janitá	I	Não	X		X
	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.)	Mão-de-gato	T	Não			X
	<i>Maquira</i> sp.	Muiratingá (folha miúda)	T	Não	X		X
	N.I. 19	Ficus	P	Não	X		
	N.I. 35	Muiratingá	T	Não	X	X	X
	<i>Perebea guianensis</i> Aubl	Moiratingá	T	Sim	X	X	X
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Hechel	Virola	P	Sim	X	X	X
	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	Ucuuba	P	Sim	X	X	X
Myrtaceae	<i>Eugenia heterochroma</i> Diels	Goiabinha	P	Não	X	X	X
Nyctaginaceae	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	João-mole	T	Não	X	X	X
	N.I. 25	João-mole (folha miúda)	T	Não	X		
	<i>Neea</i> sp.	Fava-bolota	P	Sim			X
Olacaceae	<i>Dulacia</i> sp.	Curupixa-falso	T	Não			X
	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	Acariquara	T	Sim	X	X	X
Quiinaceae	<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A. C. Smith	Papo-de-mutum	I	Não	X	X	X
Rhamnaceae	<i>Zizyphus itacaiunensis</i> Fróes	Maria-preta	T	Não	X	X	X
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	P	Não			X
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engler) Engler	Pau-marfim	I	Não			
	<i>Murraya paniculata</i> (L.)	Murta	P	Não	X	X	X
	N.I. 46	Tamanqueira (folha grande)	T	Não		X	X
	<i>Raputia paraensis</i> Ducke	Laranjinha	P	Não	X	X	X
	<i>Zanthoxylum rhoifolia</i> Lam.	Tamanqueira	P	Não	X	X	X
Sapindaceae	<i>Allophylus robustus</i> Radlk	Espeturana	P	Não			

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Sapindaceae	<i>Cupania hirsuta</i> Radlk	Espeturanha-preta	T	Não			X
	<i>Cupania scrobiculata</i> L. C. Rich	Espeturanha	T	Não	X	X	X
	<i>Talisia esculenta</i> (A. St. Hil) Radlk	Abiu-pitomba	T	Não	X	X	X
	<i>Talisia</i> cf. <i>intermedia</i> Radlk	Pitomba-da-mata	T	Não	X	X	X
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum prieurii</i> A.DC	Abiu (casca fina)	T	Não	X		
	<i>Diploon venezuelana</i> Aubl.	Seringarana	T	Sim	X	X	X
	<i>Ecclinusa abbreviata</i> Ducke	Abiu-folha-peluda	T	Não	X		X
	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	Seringarana-preta	NC	Não		X	
Sapotaceae	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart & Endl) Aubr Pelleg	Guajará-branco	I	Não	X	X	X
	<i>Franchetella sangotiana</i> (Bail) Eyma	Guajarárana	I	Não			X
	<i>Manilkara amazonica</i> (Huber) Standley	Maparajuba	T	Sim	X	X	X
	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	Maçaranduba	P	Sim	X	X	X
	<i>Manilkara paraensis</i> (Huber) Standl.	Maçarandubinha	T	Sim	X	X	X
	<i>Manilkara</i> sp.	Maçaranduba (folha pequena)	T	Sim	X		
	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	Curupixa	T	Sim	X	X	X
	<i>Micropholis</i> sp.	Abiurana (folha miuda)	T	Não	X		X
	N.I. 01	Abiu-branco	NC	Não	X		
	N.I. 02	Abiurana mangaba	NC	Não	X		
	N.I. 15	Curupixa folha lisa	T	Não	X		
	N.I. 54	Abiu-casca-doce	T	Sim			X
	<i>Neoxythece elegans</i> (A.DC.) Aubret	Guajará-pedra	T	Não			X
	<i>Neoxythece robusta</i> (M. & Eichl.) Aubr. & Pell.	Guarajá	I	Sim		X	X
	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Abiu-casca-seca	T	Não	X	X	X
	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	Abiurana-vermelha	T	Não	X	X	
	<i>Pouteria hispida</i> Eyma	Abiurana-caramuri	T	Sim	X		X
	<i>Pouteria krukovi</i> (A.C. Smith) Baehni	Abiu-preto	T	Não	X	X	X
	<i>Pouteria lasiocarpa</i> (Mart.) Radlk	Abiu-seco	T	Não	X	X	
	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	Abiu-cutiti	T	Não	X	X	X
	<i>Pouteria manausensis</i> (Aubrev. & Pellegrini) Penn.	Guajará-preto	T	Não	X	X	X
	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Abiurana-amarela	T	Não	X	X	X
	<i>Pouteria</i> sp. A	Abiu-guajará	NC	Não	X		X
	<i>Pouteria</i> sp. B	Abiu (sem casca)	NC	Não	X		
	<i>Pouteria</i> sp. C	Abiu (solta casca)	NC	Não	X		
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Abiurana	T	Não	X	X	
	<i>Pouteria pachycarpa</i> Pires	Abiu (casca grossa)	T	Sim	X	X	X

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
Sapotaceae	<i>Pradosia lutescens</i> Radlk.	Pau-de-remo	T	Não	X	X	X
	<i>Sandwithiodoxa egregia</i> (Sandw.) Aubr. & Pelleg.	Guajarázinho	T	Não	X		X
	<i>Sarcaulus brasiliensis</i> Eyma	Ajaraí	T	Não	X		X
Solanaceae	<i>Solanum asperum</i> Vahl	Sossega-jumento	I	Não	X	X	
Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i>	Bombeira	NC	Não		X	X
Violaceae	<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	Canela-jacamim	T	Não		X	X
	<i>Rinorea guianensis</i> (Aubl.) Schum.	Quariquarana	T	Não	X	X	X
Vochysiaceae	<i>Qualea cf. lancifolia</i> Ducke	Mandioqueiro	T	Sim	X	X	X
N.I.	N.I. 03	Abrubolsa-cascuda	T	Não		X	X
	N.I. 04	Acariquarana	T	Não		X	X
	N.I. 05	Acataciu	NC	Não	X		X
	N.I. 09	Balanço-de-cutia	T	Não	X	X	X
	N.I. 10	Cachuá	T	Não	X		
	N.I. 11	Caferana	T	Não	X		
	N.I. 12	Casca-grossa	T	Não	X	X	X
	N.I. 13	Casca-seca	T	Não		X	X
	N.I. 14	Cravo	T	Não		X	X
	N.I. 16	Espadinha	T	Não	X	X	X
	N.I. 20	Gabaumba	T	Não		X	X
	N.I. 21	Galhudinho	T	Não	X	X	X
	N.I. 22	Geniporana	P	Não		X	
	N.I. 29	Magruta-preto	T	Não		X	X
	N.I. 30	Mapacana	T	Não		X	X
	N.I. 31	Mapairana	NC	Não	X		
	N.I. 32	Maparuja	P	Não		X	X
	N.I. 33	Mapatirau	T	Não		X	X
	N.I. 34	Mucucu	T	Não		X	X
	N.I. 36	Murses	T	Não		X	X
	N.I. 37	Orcu-branco	T	Não		X	X
	N.I. 38	Pau-de-beterraba	T	Não		X	X
	N.I. 39	Pau-de-gafanhoto	T	Não	X	X	X
	N.I. 40	Pau-frango	T	Não		X	X
	N.I. 41	Pau-mucura	NC	Não			X
	N.I. 42	Pitaíca	I	Não	X		X
	N.I. 43	Quina verdadeira	P	Sim			X
	N.I. 44	Sardineira	P	Não		X	X
	N.I. 45	Tafereu	T	Não		X	X
	N.I. 50	Uracura	NC	Não	X		X
	N.I. 53	Muirapinima	P	Não	X		

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice I

Família	Nome científico	Nome popular	Grupo sucessional	Interesse comercial	T E	E C	EI R
N.I.	N.I. 55	Macucurana	I	Não	X		
	Cf. <i>Syzmiopsis oppositifolia</i> Ducke	Ucuubarana	T	Não	X	X	X

9.2. Apêndice II: Equações determinadas nas modelagens

O presente apêndice contém as equações e os coeficientes de determinação dos modelos matemáticos desenvolvidos no trabalho. Uma vez que todos os modelos estão apresentados, no texto, em figuras (gráficos), optou-se por indexar as equações pela identificação das legendas, de forma a facilitar a sua localização.

Utilizam-se como siglas: TE = bloco Testemunha; EC = bloco manejado via Exploração Convencional; EIR = bloco manejado via Exploração de Impacto Reduzido; C = espécies comerciais; NC = espécies não comerciais; “+” (relacionado com C e NC) = árvores com DAP maior ou igual à 50 cm; “-” (relacionado com C e NC) = árvores com DAP inferior à 50 cm; G = área basal; x = ano (1994 a 2014); D = densidade de árvores; w = classe diamétrica; V = volume médio individual.

Figura 14: Modelagem da densidade de árvores e do volume médio individual em classes diamétricas de 25 cm de intervalo, considerando os três blocos.

Densidade de árvores ($r^2 = 0,96$): $D = 134,38 e^{-0,04w}$

Volume médio individual ($r^2 = 0,80$): $V = 0,01 e^{0,03w}$

Figura 15: Dinâmica de área basal (m^2/ha) nos blocos entre os anos de 1994 e 2014, dividindo as espécies por interesse comercial e diâmetro das árvores.

Bloco TE: C- ($r^2 = 0,68$): $G_{TE,C-} = 0,03x - 58,37$

Bloco TE: C+ ($r^2 = 0,98$): $G_{TE,C+} = -0,01x^2 + 28,78x - 28797,35$

Bloco TE: NC- ($r^2 = 0,28$): $G_{TE,NC-} = 0,05x - 97,08$

Bloco TE: NC+ ($r^2 = 0,18$): $G_{TE,NC+} = 2,80x - 2807,21$

<u>Bloco EC: C- ($r^2 = 0,86$):</u>	$G_{EC,C-} = 0,05x - 102,89$
<u>Bloco EC: C+ ($r^2 = 0,42$):</u>	$G_{EC,C+} = 4,75x - 4758,90$
<u>Bloco EC: NC- ($r^2 = 0,69$):</u>	$G_{EC,NC-} = 0,11x - 223,50$
<u>Bloco EC: NC+ ($r^2 = 0,52$):</u>	$G_{EC,NC+} = 11,33x - 11370,57$
<u>Bloco EIR: C- ($r^2 = 0,88$):</u>	$G_{EIR,C-} = 0,10x - 191,08$
<u>Bloco EIR: C+ ($r^2 = 0,98$):</u>	$G_{EIR,C+} = 0,08x - 153,15$
<u>Bloco EIR: NC- ($r^2 = 0,73$):</u>	$G_{EIR,NC-} = -0,01x^2 + 27,72x - 27897,63$
<u>Bloco EIR: NC+ ($r^2 = 0,82$):</u>	$G_{EIR,NC+} = 0,03x - 53,26$

Figura 16: Dinâmica de área basal (m^2/ha) total dos blocos entre os anos de 1994 a 2014.

<u>Bloco TE ($r^2 = 0,46$):</u>	$G_{TE} = -0,0107x^2 + 42,952x - 43066$
<u>Bloco EC ($r^2 = 0,86$):</u>	$G_{EC} = -0,0047x^2 + 18,938x - 19153$
<u>Bloco EIR ($r^2 = 0,92$):</u>	$G_{EIR} = -0,0099x^2 + 40,069x - 40459$

Figura 17: Proporção entre área basal (m^2/ha) de espécies comerciais e não comerciais no processo de regeneração florestal. Apenas os blocos EC e EIR apresentaram correlação aceitável entre essas variáveis.

<u>Bloco EC ($r^2 = 0,79$):</u>	$G_{NC} = 2,1596 G_c - 5,5018$
<u>Bloco EIR ($r^2 = 0,75$):</u>	$G_{NC} = 1,0192 G_c - 0,8126$

9.3. Apêndice III: Índice de Valor de Importância

O ordenamento, por talhão, das espécies em função do Índice de Valor de Importância (IVI) está apresentado na tabela a seguir. Conforme Durigan (2006), o IVI classifica as espécies com base na sua densidade, porte dos indivíduos e distribuição espacial dos mesmos, e atribui maior IVI para espécies de alta densidade, com indivíduos de grande porte e regularmente distribuídos.

É interessante notar que, dentre as 10 espécies com maior IVI de cada talhão, 6 são comuns para todas as áreas: breu-manga (*Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart), João-mole (*Guapira noxia* (Netto) Lundell), freijó-branco (*Cordia goeldiana* Huber), abiu de casca grossa (*Pouteria pachycarpa* Pires) e abiu-seco (*Pouteria lasiocarpa* (Mart.) Radlk). Além disso, outras 3 ocorrem dentre as 10 primeiras em pelo menos dois talhões (iperana (*Macrolobium campestre* Huber), abiurana-pitomba (*Lecythis idatimon* Aubl.) e ingá-vermelho (*Inga alba* (Sw.) Willd.)), o que confirma a similaridade dos talhões apontada pelos índices ecológicos (Tabela 4).

Tabela Apêndice II: Ordenamento das espécies, por bloco, em função do Índice de Valor de Importância (IVI).
Legenda: DA = densidade absoluta (árvores/hectare); F = frequência (número de parcelas (faixas de inventário) que a espécie estava presente); Do = dominância absoluta (área basal); DR = densidade relativa (base = $\sum DA$); FR = frequência relativa (base = $\sum F$); DoR = dominância relativa (base = $\sum Do$).

TESTEMUNHA (TE)									
Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Breu-manga	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	9,55	27	28,71	4,9	1,5	8,6	14,9	5,0
Sapucaia	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess	11,39	28	12,42	5,8	1,6	3,7	11,1	3,7
João-mole	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	8,20	28	8,59	4,2	1,6	2,6	8,3	2,8
Freijó-branco	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	8,04	26	9,13	4,1	1,5	2,7	8,3	2,8
Abiu (casca grossa)	<i>Pouteria pachycarpa</i> Pires	6,57	27	10,56	3,3	1,5	3,1	8,0	2,7
Abiu-seco	<i>Pouteria lasiocarpa</i> (Mart.) Radlk	8,94	27	6,42	4,5	1,5	1,9	8,0	2,7
Iperana (bifoliar)	<i>Macrolobium campestre</i> Huber	7,43	27	8,26	3,8	1,5	2,5	7,8	2,6
Ingá-branca	<i>Inga cf. cylindrica</i> Mart	9,02	25	4,57	4,6	1,4	1,4	7,4	2,5
Timborana	<i>Pseudoptadenia suaveolens</i> Miq.	2,98	24	12,84	1,5	1,4	3,8	6,7	2,2
Matamata-preto	<i>Eschweilera blanchetiana</i> (Berg) Miers	4,37	24	8,23	2,2	1,4	2,5	6,0	2,0
Tachi-preto	<i>Tachigalia paniculata</i> Aublet	4,37	24	7,94	2,2	1,4	2,4	6,0	2,0
Pau-jacaré	<i>Laetia procera</i> (P. et E.) Eichl.	3,67	23	8,83	1,9	1,3	2,6	5,8	1,9
Ingá-vermelho	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	3,59	24	7,31	1,8	1,4	2,2	5,4	1,8
Maçaranduba	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	2,08	21	9,49	1,1	1,2	2,8	5,1	1,7
Pau-branco	<i>Auxemma onocalyx</i> (F. Allem) Taub.	4,29	24	3,12	2,2	1,4	0,9	4,5	1,5
Faveira	<i>Parkia nitida</i> Miq.	1,63	22	7,30	0,8	1,2	2,2	4,3	1,4
Tanimbuca	<i>Terminalia guianensis</i> Eichl.	0,61	10	10,88	0,3	0,6	3,2	4,1	1,4
Jarana	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) mori	2,20	23	5,59	1,1	1,3	1,7	4,1	1,4
Envira-preta	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	3,02	25	2,92	1,5	1,4	0,9	3,8	1,3
Ipê-roxo	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	0,45	8	10,34	0,2	0,5	3,1	3,8	1,3
Arataciu	<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	3,92	24	1,16	2,0	1,4	0,3	3,7	1,2
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1,51	18	6,15	0,8	1,0	1,8	3,6	1,2
Envira-vermelha	<i>Xylopia ocrantha</i> Mart.	3,39	20	1,96	1,7	1,1	0,6	3,4	1,1
Embauba	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	2,37	21	3,30	1,2	1,2	1,0	3,4	1,1
Abiurana-amarela	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	1,63	17	5,29	0,8	1,0	1,6	3,4	1,1

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco TE)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Tachi-vermelho	<i>Sclerobium melanocaroum</i> Ducke	3,31	23	1,24	1,7	1,3	0,4	3,4	1,1
Freijó	<i>Cordia sagoti</i> L. M. Johnston	1,88	22	3,73	1,0	1,2	1,1	3,3	1,1
Caqui-preto	<i>Diospyros dukei</i> Sandw	2,94	23	1,41	1,5	1,3	0,4	3,2	1,1
Freijozinho	<i>Cordia scabrida</i> Mart	2,29	22	1,54	1,2	1,2	0,5	2,9	1,0
Virola	<i>Virola michelii</i> Hechel	2,12	17	2,63	1,1	1,0	0,8	2,8	0,9
Envira-sombreira	<i>Annona</i> sp.	2,53	21	1,08	1,3	1,2	0,3	2,8	0,9
Tacacazeira	<i>Sterculia speciosa</i> Schum	1,59	19	3,02	0,8	1,1	0,9	2,8	0,9
Louro-abacate	<i>Caraipa grandifolia</i> Mart.	1,47	18	2,94	0,7	1,0	0,9	2,6	0,9
Piquiarana	<i>Caryocar glabrum</i> (Aublet) Pers. spp. <i>Glabrum</i>	0,94	16	4,05	0,5	0,9	1,2	2,6	0,9
Ingá (folha peluda)	<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	1,80	17	2,36	0,9	1,0	0,7	2,6	0,9
Ingá	<i>Inga edulis</i> Mart	1,92	17	2,12	1,0	1,0	0,6	2,6	0,9
Pente-de-macaco (serrado)	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	1,84	17	2,18	0,9	1,0	0,7	2,5	0,8
Abiurana	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	1,71	24	0,65	0,9	1,4	0,2	2,4	0,8
Mapatirana	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	1,47	16	2,38	0,7	0,9	0,7	2,4	0,8
Louro-preto	<i>Ocotea caudata</i> Mez.	1,39	16	2,06	0,7	0,9	0,6	2,2	0,7
Maparajuba	<i>Manilkara amazonica</i> (Huber) Standley	1,18	18	2,01	0,6	1,0	0,6	2,2	0,7
Breu	<i>Protium tenuifolium</i> Engl.	1,71	18	0,70	0,9	1,0	0,2	2,1	0,7
Abiu-branco	N.I. 01	0,53	11	3,88	0,3	0,6	1,2	2,1	0,7
Louro-vermelho	<i>Ocotea rubra</i> Mez.	1,06	18	1,29	0,5	1,0	0,4	1,9	0,6
Pente-de-macaco (sulcado)	<i>Apeiba burchelli</i> Sprague	1,18	16	1,28	0,6	0,9	0,4	1,9	0,6
Envira-branca	<i>Xylopia nitida</i> Dun.	0,73	13	2,17	0,4	0,7	0,6	1,8	0,6
Jatobá-mirim	<i>Hymenaea palustris</i> Ducke	0,69	14	1,93	0,4	0,8	0,6	1,7	0,6
Para-para	<i>Jacaranda copaia</i> (Aublet) D. Don	0,82	13	1,59	0,4	0,7	0,5	1,6	0,5
Envira-preta-da-mata	<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fries	0,86	14	1,28	0,4	0,8	0,4	1,6	0,5
Tamanqueira	<i>Zanthoxylum rhoifolia</i> Lam.	0,82	13	1,35	0,4	0,7	0,4	1,6	0,5
Barrote	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) O.Kuntze	0,69	13	1,35	0,4	0,7	0,4	1,5	0,5
Abiurana-pitomba	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	0,49	9	2,39	0,2	0,5	0,7	1,5	0,5
Breu-sucuruba	<i>Trattinikia burseraefolia</i> Mart	0,69	12	1,31	0,4	0,7	0,4	1,4	0,5
Gema-de-ovo	<i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke	1,14	13	0,31	0,6	0,7	0,1	1,4	0,5
Ipê-amarelo	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) Nicholes	0,41	8	2,48	0,2	0,5	0,7	1,4	0,5
Mamorana	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl. Robyns)	0,65	12	1,27	0,3	0,7	0,4	1,4	0,5
Arataueu	N.I. 08	0,57	10	1,74	0,3	0,6	0,5	1,4	0,5
Copaiba	<i>Copaifera duckei</i> Dwyer	0,37	7	2,61	0,2	0,4	0,8	1,4	0,5
Curupixa	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	0,29	6	2,92	0,1	0,3	0,9	1,4	0,5
Muiracatiara	<i>Astronium lecontei</i> Ducke	0,53	11	1,44	0,3	0,6	0,4	1,3	0,4
Moiratingá	<i>Perebea guianensis</i> Aubl	0,82	14	0,32	0,4	0,8	0,1	1,3	0,4
Tatajuba	<i>Bagassa guianensis</i> Aublet	0,37	9	1,89	0,2	0,5	0,6	1,3	0,4
Cumaru	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd	0,37	8	2,05	0,2	0,5	0,6	1,3	0,4

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco TE)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Embauba-branca	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	0,65	10	1,15	0,3	0,6	0,3	1,2	0,4
Tachi-branco	<i>Tachigalia alba</i> Ducke	0,69	9	1,25	0,4	0,5	0,4	1,2	0,4
Fava-barbatimão	<i>Stryphnodendron</i> sp.	0,57	10	0,76	0,3	0,6	0,2	1,1	0,4
Guajará-preto	<i>Pouteria manausensis</i> (Aubrev. & Pellegrini) Penn.	0,69	11	0,26	0,4	0,6	0,1	1,1	0,4
Matamata	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	0,53	8	0,99	0,3	0,5	0,3	1,0	0,3
Louro-abacate	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) mez	0,41	8	1,16	0,2	0,5	0,3	1,0	0,3
Mururé	<i>Brosimum obovata</i> L.	0,33	6	1,57	0,2	0,3	0,5	1,0	0,3
Araracanga	<i>Aspidosperma album</i> (Vahl) R. Bem. Ex Pinchom	0,82	8	0,33	0,4	0,5	0,1	1,0	0,3
Pau-ferro	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	0,37	7	1,27	0,2	0,4	0,4	1,0	0,3
Morototó	<i>Scheffera morototoni</i> (Aubl.) Maguire	0,45	7	1,13	0,2	0,4	0,3	1,0	0,3
Embauba-vermelha	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethlage	0,41	9	0,77	0,2	0,5	0,2	0,9	0,3
Urucurana	<i>Sloanea obtusa</i> Split.	0,41	10	0,54	0,2	0,6	0,2	0,9	0,3
Coração-de-negro	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth	0,57	7	0,82	0,3	0,4	0,2	0,9	0,3
Cacau	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. Ex Spreng.	0,57	10	0,21	0,3	0,6	0,1	0,9	0,3
Abiu-cutiti	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	0,45	6	1,13	0,2	0,3	0,3	0,9	0,3
Tinteiro	<i>Laguncularia racemosa</i> Gaertn.	0,57	9	0,30	0,3	0,5	0,1	0,9	0,3
Maçarandubinha	<i>Manilkara paraensis</i> (Huber) Standl.	0,45	8	0,60	0,2	0,5	0,2	0,9	0,3
Mapucuxi-vermelho	<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & Grimes	0,24	5	1,41	0,1	0,3	0,4	0,8	0,3
Louro	<i>Nectandra pichurim</i> Mez.	0,53	8	0,25	0,3	0,5	0,1	0,8	0,3
Mututí	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	0,29	5	1,15	0,1	0,3	0,3	0,8	0,3
Macucu	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	0,33	6	0,79	0,2	0,3	0,2	0,7	0,2
Acariquara	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	0,29	6	0,83	0,1	0,3	0,2	0,7	0,2
Fava-amarelo	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	0,49	0	1,59	0,2	0,0	0,5	0,7	0,2
Tapirica-vermelha	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,37	7	0,45	0,2	0,4	0,1	0,7	0,2
Ananim	<i>Moronobea coccinea</i> Aubl.	0,37	6	0,63	0,2	0,3	0,2	0,7	0,2
Tauari (folha pequena)	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke et Knuth	0,24	6	0,83	0,1	0,3	0,2	0,7	0,2
Louro-canela	<i>Ocotea fragrantissima</i> Ducke	0,37	5	0,68	0,2	0,3	0,2	0,7	0,2
Mandioqueiro	<i>Qualea cf. lancifolia</i> Ducke	0,20	4	1,11	0,1	0,2	0,3	0,7	0,2
Sucuuba	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce) Woodson	0,33	7	0,29	0,2	0,4	0,1	0,6	0,2
Pente-de-macaco	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	0,29	7	0,36	0,1	0,4	0,1	0,6	0,2
Tachi	<i>Sclerobium goeldianum</i> Huber	0,20	4	1,06	0,1	0,2	0,3	0,6	0,2
Abiu-guajará	<i>Pouteria</i> sp. A	0,37	7	0,18	0,2	0,4	0,1	0,6	0,2
Galhudo	N.I. 21	0,24	6	0,57	0,1	0,3	0,2	0,6	0,2
Jutaí-pororoca	<i>Dialium guianensis</i> (Aublet.) Sandwith	0,29	5	0,68	0,1	0,3	0,2	0,6	0,2
Pau-de-remo	<i>Pradosia lutescens</i> Radlk.	0,16	3	1,25	0,1	0,2	0,4	0,6	0,2
Quariquarana	<i>Rinorea guianensis</i> (Aubl) Schum.	0,41	6	0,24	0,2	0,3	0,1	0,6	0,2
Maria-preta	<i>Zizyphus itacaiunensis</i> Fróes	0,33	5	0,54	0,2	0,3	0,2	0,6	0,2

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco TE)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Piquiá	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers	0,20	2	1,30	0,1	0,1	0,4	0,6	0,2
Louro-vermelho	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth.	0,33	7	0,11	0,2	0,4	0,0	0,6	0,2
Ingá	<i>Inga melinones</i> Sagot	0,29	5	0,49	0,1	0,3	0,1	0,6	0,2
Goiabinha	<i>Eugenia heterochroma</i> Diels	0,33	6	0,20	0,2	0,3	0,1	0,6	0,2
Pau-de-colher	<i>Maytenus rigida</i> Mart	0,37	6	0,12	0,2	0,3	0,0	0,6	0,2
Uxirana	<i>Sacoglottis amazonica</i> Benth	0,24	6	0,31	0,1	0,3	0,1	0,6	0,2
Maravuvuia	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	0,37	4	0,47	0,2	0,2	0,1	0,6	0,2
Janitá	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Grimes	0,20	4	0,70	0,1	0,2	0,2	0,5	0,2
Caqui (casca dura)	<i>Diospyros tectrandia</i> Hiern	0,24	5	0,42	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Louro-amarelo	<i>Licaria rigida</i> Kosterm	0,29	6	0,15	0,1	0,3	0,0	0,5	0,2
Espeturana	<i>Cupania scrobiculata</i> L. C. Rich	0,37	5	0,15	0,2	0,3	0,0	0,5	0,2
Acataciú	N.I. 05	0,20	5	0,39	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Ingá-de-roçado	<i>Inga thibaldiana</i> DC.	0,29	5	0,25	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Maparanã	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	0,24	4	0,47	0,1	0,2	0,1	0,5	0,2
Abiurana mangaba	N.I. 02	0,20	5	0,34	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Cedro	<i>Cedrela odorata</i> L.	0,20	4	0,50	0,1	0,2	0,1	0,5	0,2
Fava-mapucuxi	N.I. 18	0,20	5	0,28	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Lacre	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	0,24	5	0,18	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Marupá	<i>Simaruba amara</i> Aublet	0,20	5	0,23	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Guariúba	<i>Clarisa racemosa</i> Ruiz e Pav.	0,24	5	0,14	0,1	0,3	0,0	0,5	0,2
Abiurana-vermelha	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	0,16	4	0,46	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2
Chichua	<i>Maytenus guianensis</i> Kl.	0,24	5	0,10	0,1	0,3	0,0	0,4	0,2
Abiu-folha-peluda	<i>Ecclinusa abbreviata</i> Ducke	0,20	4	0,30	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2
Fava-orelha-de-macaco	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	0,12	3	0,61	0,1	0,2	0,2	0,4	0,2
Muiratingá	N.I. 35	0,16	4	0,34	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2
Mamica-de-porca	<i>Stryphnodendron paniculatum</i> Popp & Endl	0,16	3	0,46	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2
Macacaúba	<i>Platymiscium filipes</i> Benth	0,16	3	0,38	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2
Louro-cheiroso	<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	0,16	4	0,16	0,1	0,2	0,0	0,4	0,2
Murici	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Rich	0,16	4	0,16	0,1	0,2	0,0	0,4	0,2
Abiurana (folha miuda)	<i>Micropholis</i> sp.	0,12	2	0,56	0,1	0,1	0,2	0,3	0,2
Caniceiro	<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	0,24	3	0,12	0,1	0,2	0,0	0,3	0,2
Tauari	<i>Couratari guianensis</i> Aublet	0,12	3	0,30	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Abiu-casca-seca	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	0,12	3	0,27	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Abiurana-caramuri	<i>Pouteria hispida</i> Eyma	0,12	3	0,27	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Pau-de-bicho	<i>Tapura amazonica</i> Poep. et Engl.	0,16	3	0,20	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Tapiririca	<i>Tapirira</i> sp.	0,16	3	0,16	0,1	0,2	0,0	0,3	0,2
Mangueirana	<i>Tovomita cephalostigma</i> Vesque	0,12	3	0,21	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Sucupira-amarela	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth	0,12	3	0,18	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Ingá-rosca	<i>Abarema matarbilifolia</i> (Sandw) Barneby & Eurimes	0,12	3	0,17	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco TE)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Mangueirana	<i>Tovomita cephalostigma</i> Vesque	0,12	3	0,21	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Sucupira-amarela	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth	0,12	3	0,18	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Ingá-rosca	<i>Abarema mataribifolia</i> (Sandw) Barneby & Eurimes	0,12	3	0,17	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Macucurana	N.I. 55	0,12	3	0,17	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Amapá-amargoso	<i>Brosimum amplicoma</i> Ducke	0,08	2	0,38	0,0	0,1	0,1	0,3	0,2
Pintadinho	<i>Licania kunthiana</i> Hook F.	0,12	2	0,31	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2
Açoita-cavalo	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	0,16	2	0,21	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2
Fava-bolota	<i>Parkia pendula</i> Benth	0,08	2	0,31	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
Caraípe	<i>Licania utilis</i> (Hook.f.) Fritsch.	0,12	1	0,41	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2
Ucuubarana	<i>Syzmiopsis oppositifolia</i> Ducke	0,08	2	0,28	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
Buiúçu	<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke	0,12	2	0,15	0,1	0,1	0,0	0,2	0,2
Fava-atanã	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	0,12	2	0,14	0,1	0,1	0,0	0,2	0,2
Muiráuba	<i>Mouriria plasschaerti</i> Pulle.	0,08	2	0,17	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
Louro-de-tamanco	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	0,12	2	0,08	0,1	0,1	0,0	0,2	0,2
Abiu (solta casca)	<i>Pouteria</i> sp. C	0,08	2	0,14	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Goiaba-de-anta	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana.	0,08	2	0,12	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Balanço-de-cutia	N.I. 09	0,08	2	0,11	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Murupita	<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll.Arg.) Huber	0,08	2	0,10	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Murta	<i>Muraya paniculata</i> (L.)	0,08	2	0,09	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Breu-amesclão	<i>Protium</i> sp.	0,08	2	0,09	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Iperana	<i>Macrolobium bifolium</i> (Aublet) Pers.	0,08	2	0,09	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Breu-preto	<i>Protium opacum</i> Swart.	0,08	2	0,08	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Louro-jandaúba	<i>Licaria guianensis</i> Aubl	0,08	2	0,07	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Guacuta	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0,08	2	0,07	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Casca-grossa	N.I. 12	0,08	2	0,05	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Fava-catanuda	N.I. 17	0,08	1	0,24	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
Angelim-rajado	<i>Pithecolobium racemosum</i>	0,08	2	0,02	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2
Carapanauba	<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. Ex. Nüell. Arg.	0,04	1	0,25	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
Curupixa folha lisa	N.I. 15	0,04	1	0,18	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0
Sucupira	<i>Bowdichia virgiloides</i> Kunth.	0,08	1	0,10	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Uxi	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	0,04	1	0,16	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Espadinha	N.I. 16	0,04	1	0,14	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro (folha grande)	<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez.	0,08	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Paricá	<i>Shichozolobium amazonicum</i> (Huber) ex. Ducke	0,04	1	0,13	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Guajarázinho	<i>Sandwithiodoxa egregia</i> (Sandw.) Aubr. & Pelleg.	0,12	0	0,18	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0
Matamata (casca lisa)	<i>Lecythis chartacea</i> Berg	0,04	1	0,13	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ripeiro	<i>Eschweilera apiculata</i> (Miers) A.C.Sm.	0,04	1	0,11	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco TE)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Pajurazinho	<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	0,04	1	0,10	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Guajará-branco	<i>Elaeoloma glabrescens</i> (Mart & Endl) Aubr Pelleg	0,04	1	0,09	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá-figado-de-preguiça	N.I. 23	0,04	1	0,09	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tento (folha grande)	N.I. 47	0,04	1	0,09	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá-bourgoni	<i>Inga acreana</i> Harus	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Canela-de-velho	<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhlms.	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Muiratingá (folha miúda)	<i>Maquira</i> sp.	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Urucum-da-mata	<i>Bixa arborea</i> Huber	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Breu-barrote	<i>Trattinnickia panamensis</i> Engl.	0,04	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Abiu (sem casca)	<i>Pouteria</i> sp. B	0,04	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro (folha miúda)	N.I. 26	0,04	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pente-de-macaco (folha peluda)	<i>Apeiba</i> sp.	0,04	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Muiráuba (folha grande)	N.I. 52	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pitomba-da-mata	<i>Talisia</i> cf. <i>intermedia</i> Radlk	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Taquari	<i>Mabea angustifolia</i> Spruce ex Benth.	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Caqui	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandwith	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Breu-branco	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl) Marchand	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Papo-de-mutum	<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A. C. Smith	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pitaíca	N.I. 42	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Cachuá	N.I. 10	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
João-mole (folha miúda)	N.I. 25	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Munguba	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Andirobarana	<i>Guarea subsessiliflora</i> C.DC.	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mamuí	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl) A. DC.	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Faveira (folha grande)	<i>Parkia decusata</i> Ducke	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-preto-cheiroso	N.I. 27	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-preto	<i>Aioea</i> cf. <i>densiflora</i> Nees	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Cacau-da-mata	<i>Theobroma</i> sp.	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ajará	<i>Sarcaulus brasiliensis</i> Eyma	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Cajuaçu	<i>Anacardium spruceanum</i> Engl.	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Envira-amarela	<i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Envira-preta (casca grossa)	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ficus	N.I. 19	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Amapá	<i>Parahancornia amapa</i> Hub.	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Gameleira	<i>Brosimum aubletii</i>	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Envira	<i>Xylopia grandiflora</i> A.St.-Hil.	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mangabarana	<i>Austroplenkia populnea</i> Reissek	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Bacabinha	<i>Oenocarpus mapora</i> Karsten	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco TE)

Caferana	N.I. 11	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tento	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Total Geral		196,57	1.761	335,62	100,0	100,0	100,0	300,0	100,0

EXPLORAÇÃO CONVENCIONAL (EC)									
Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Breu-manga	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	10,73	14	34,86	4,9	1,3	9,5	15,8	5,3
Abiurana-pitomba	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	16,78	14	20,52	7,7	1,3	5,6	14,7	4,9
Freijó-branco	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	12,37	14	12,59	5,7	1,3	3,4	10,5	3,5
Ingá-vermelho	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	10,78	14	13,76	5,0	1,3	3,8	10,1	3,4
Abiu (casca grossa)	<i>Pouteria pachycarpa</i> Pires	8,98	14	16,45	4,1	1,3	4,5	10,0	3,3
Maçaranduba	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	3,84	14	18,59	1,8	1,3	5,1	8,2	2,7
Matamata-preto	<i>Eschweilera blanchetiana</i> (Berg) Miers	7,27	14	12,17	3,3	1,3	3,3	8,0	2,7
João-mole	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	8,16	14	9,95	3,8	1,3	2,7	7,8	2,6
Abiu-seco	<i>Pouteria lasiocarpa</i> (Mart.) Radlk	8,08	14	8,00	3,7	1,3	2,2	7,2	2,4
Iperana (bifoliar)	<i>Macrobium campestre</i> Huber	5,55	14	9,84	2,6	1,3	2,7	6,6	2,2
Tachi-preto	<i>Tachigalia paniculata</i> Aublet	6,20	14	7,15	2,9	1,3	2,0	6,1	2,0
Envira-preta	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	6,24	14	5,30	2,9	1,3	1,4	5,7	1,9
Ingá-branca	<i>Inga cf. cylindrica</i> Mart	6,94	13	4,03	3,2	1,2	1,1	5,5	1,8
Timborana	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> Miq.	2,49	14	10,06	1,1	1,3	2,8	5,2	1,7
Abiurana-amarela	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	2,33	14	9,46	1,1	1,3	2,6	5,0	1,7
Pau-jacaré	<i>Laetia procera</i> (P. et E.) Eichl.	3,71	14	6,39	1,7	1,3	1,7	4,8	1,6
Jarana	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) mori	2,90	14	7,12	1,3	1,3	1,9	4,6	1,5
Virola	<i>Virola michelii</i> Hechel	3,59	14	5,01	1,7	1,3	1,4	4,4	1,5
Abrubalsa-cascuda	N.I. 03	1,22	11	9,23	0,6	1,0	2,5	4,1	1,4
Pau-branco	<i>Auxemma oncocalyx</i> (F. Allem) Taub.	4,33	13	3,16	2,0	1,2	0,9	4,1	1,4
Arataciu	<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	5,88	4	1,72	2,7	0,4	0,5	3,6	1,2
Louro-vermelho	<i>Ocotea rubra</i> Mez.	3,10	13	3,17	1,4	1,2	0,9	3,5	1,2
Pente-de-macaco (sulcado)	<i>Apeiba burchelli</i> Sprague	3,02	14	2,92	1,4	1,3	0,8	3,5	1,2
Faveira	<i>Parkia nitida</i> Miq.	2,08	13	4,76	1,0	1,2	1,3	3,5	1,2
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1,06	12	5,86	0,5	1,1	1,6	3,2	1,1
Envira-vermelha	<i>Xylopia ocrantha</i> Mart.	3,51	9	2,41	1,6	0,9	0,7	3,1	1,0
Tacacazeira	<i>Sterculia speciosa</i> Schum	2,24	13	2,78	1,0	1,2	0,8	3,0	1,0
Embauba	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	1,96	12	3,39	0,9	1,1	0,9	3,0	1,0
Breu-sucuruba	<i>Trattinikia burseraefolia</i> Mart	2,08	14	2,26	1,0	1,3	0,6	2,9	1,0
Caqui-preto	<i>Diospyros dukei</i> Sandw	3,55	8	1,78	1,6	0,8	0,5	2,9	1,0
Sapucaia	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess	1,02	12	4,00	0,5	1,1	1,1	2,7	0,9

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EC)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Mapatirana	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	1,71	10	2,97	0,8	0,9	0,8	2,6	0,9
Pau-ferro	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	0,82	10	4,17	0,4	0,9	1,1	2,5	0,8
Louro-abacate	<i>Caraipa grandifolia</i> Mart.	1,22	13	2,25	0,6	1,2	0,6	2,4	0,8
Envira-branca	<i>Xylopia nitida</i> Dun.	0,98	12	2,68	0,5	1,1	0,7	2,3	0,8
Tamanqueira	<i>Zanthoxylum rhoifolia</i> Lam.	1,31	10	2,55	0,6	0,9	0,7	2,2	0,7
Fava-bolota	<i>Parkia pendula</i> Benth	0,86	11	2,65	0,4	1,0	0,7	2,2	0,7
Morototó	<i>Scheffera morototoni</i> (Aubl.) Maguire	0,82	13	2,01	0,4	1,2	0,6	2,2	0,7
Matamata	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	1,35	10	2,02	0,6	0,9	0,6	2,1	0,7
Piquiá	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers	0,33	6	5,09	0,2	0,6	1,4	2,1	0,7
Jatobá-mirim	<i>Hymenaea palustris</i> Ducke	0,98	12	1,55	0,5	1,1	0,4	2,0	0,7
Piquiarana	<i>Caryocar glabrum</i> (Aublet) Pers. spp. Glabrum	1,02	12	1,39	0,5	1,1	0,4	2,0	0,7
Guajará-preto	<i>Pouteria manausensis</i> (Aubrev. & Pellegrini) Penn.	1,06	11	1,64	0,5	1,0	0,4	2,0	0,7
Para-para	<i>Jacaranda copaia</i> (Aublet) D. Don	1,02	11	1,38	0,5	1,0	0,4	1,9	0,6
Maparajuba	<i>Manilkara amazonica</i> (Huber) Standley	0,82	11	1,33	0,4	1,0	0,4	1,8	0,6
Ucuubarana	<i>Syzmiopsis oppositifolia</i> Ducke	0,61	9	2,17	0,3	0,9	0,6	1,7	0,6
Embauba-branca	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	0,78	10	1,55	0,4	0,9	0,4	1,7	0,6
Coração-de-negro	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth	0,73	10	1,47	0,3	0,9	0,4	1,7	0,6
Louro-abacate	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) mez	0,86	11	0,84	0,4	1,0	0,2	1,7	0,6
Cumarú	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd	0,33	8	2,72	0,2	0,8	0,7	1,7	0,6
Mururé	<i>Brosimum obovata</i> L.	0,69	9	1,70	0,3	0,9	0,5	1,6	0,5
Muiracatiara	<i>Astronium lecontei</i> Ducke	0,41	8	2,44	0,2	0,8	0,7	1,6	0,5
Copaíba	<i>Copaifera duckei</i> Dwyer	0,49	7	2,64	0,2	0,7	0,7	1,6	0,5
Tauari (folha pequena)	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke et Knuth	0,49	7	2,61	0,2	0,7	0,7	1,6	0,5
Ipê-amarelo	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) Nicholes	0,61	7	2,23	0,3	0,7	0,6	1,6	0,5
Envira-sombreira	<i>Annona</i> sp.	0,94	10	0,53	0,4	0,9	0,1	1,5	0,5
Tanimbuca	<i>Terminalia guianensis</i> Eichl.	0,41	6	2,76	0,2	0,6	0,8	1,5	0,5
Acariquarana	N.I. 04	0,57	7	2,04	0,3	0,7	0,6	1,5	0,5
Ipê-roxo	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	0,29	6	2,74	0,1	0,6	0,7	1,4	0,5
Tachi-branco	<i>Tachigalia alba</i> Ducke	0,57	8	1,30	0,3	0,8	0,4	1,4	0,5
Andirobarana	N.I. 06	1,92	3	0,77	0,9	0,3	0,2	1,4	0,5
Curupixa	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	0,24	5	2,71	0,1	0,5	0,7	1,3	0,4
Araracanga	<i>Aspidosperma album</i> (Vahl) R. Bem. Ex Pinchom	1,18	6	0,70	0,5	0,6	0,2	1,3	0,4
Mututí	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	0,69	8	0,82	0,3	0,8	0,2	1,3	0,4
Mamorana	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl. Robyns)	0,61	7	1,27	0,3	0,7	0,3	1,3	0,4
Uxirana	<i>Sacoglottis amazonica</i> Benth	0,69	7	1,04	0,3	0,7	0,3	1,3	0,4
Tinteiro	<i>Laguncularia racemosa</i> Gaertn.	1,06	6	0,66	0,5	0,6	0,2	1,2	0,4
Maparanã	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	0,53	8	0,84	0,2	0,8	0,2	1,2	0,4
Arataciu (casca grossa)	N.I. 07	0,45	8	0,83	0,2	0,8	0,2	1,2	0,4
Moiratingá	<i>Perebea guianensis</i> Aubl	1,63	3	0,57	0,8	0,3	0,2	1,2	0,4

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EC)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Gema-de-ovo	<i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke	1,31	4	0,47	0,6	0,4	0,1	1,1	0,4
Embauba-vermelha	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethlage	0,41	7	0,82	0,2	0,7	0,2	1,1	0,4
Maria-preta	<i>Zizyphus itacaiunensis</i> Fróes	0,33	7	0,83	0,2	0,7	0,2	1,0	0,3
Pente-de-macaco	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	0,49	7	0,54	0,2	0,7	0,1	1,0	0,3
Arataueu	N.I. 08	0,20	4	2,06	0,1	0,4	0,6	1,0	0,3
Marupá	<i>Simaruba amara</i> Aublet	0,37	7	0,42	0,2	0,7	0,1	0,9	0,3
Macacaúba	<i>Platymiscium filipes</i> Benth	0,33	6	0,78	0,2	0,6	0,2	0,9	0,3
Barrote	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) O.Kuntze	0,33	6	0,76	0,2	0,6	0,2	0,9	0,3
Urucurana	<i>Sloanea obtusa</i> Split.	0,24	6	0,66	0,1	0,6	0,2	0,9	0,3
Breu	<i>Protium tenuifolium</i> Engl.	0,90	3	0,43	0,4	0,3	0,1	0,8	0,3
Angelim-rajado	<i>Pithecolobium racemosum</i>	0,37	6	0,26	0,2	0,6	0,1	0,8	0,3
Ingá	<i>Inga edulis</i> Mart	0,33	6	0,28	0,2	0,6	0,1	0,8	0,3
Tatajuba	<i>Bagassa guianensis</i> Aublet	0,20	4	1,15	0,1	0,4	0,3	0,8	0,3
Mapucuxi-vermelho	<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & Grimes	0,24	5	0,54	0,1	0,5	0,1	0,7	0,2
Balanço-de-cutia	N.I. 09	0,33	3	1,05	0,2	0,3	0,3	0,7	0,2
Abiu-preto	<i>Pouteria krukovi</i> (A.C. Smith) Baehni	0,45	4	0,40	0,2	0,4	0,1	0,7	0,2
Guariúba	<i>Clarisa racemosa</i> Ruiz e Pav.	0,53	4	0,26	0,2	0,4	0,1	0,7	0,2
Abiu-cutiti	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	0,73	2	0,36	0,3	0,2	0,1	0,6	0,2
Sucuuba	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce) Woodson	0,33	4	0,33	0,2	0,4	0,1	0,6	0,2
Mamuí	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	0,20	4	0,50	0,1	0,4	0,1	0,6	0,2
Cacau	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. Ex Spreng.	0,53	3	0,25	0,2	0,3	0,1	0,6	0,2
Macucu	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	0,16	4	0,50	0,1	0,4	0,1	0,6	0,2
Carapanauba	<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. Ex. Nüell. Arg.	0,12	3	0,90	0,1	0,3	0,2	0,6	0,2
Abiurana	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	0,49	3	0,26	0,2	0,3	0,1	0,6	0,2
Ingá (folha peluda)	<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	0,24	4	0,31	0,1	0,4	0,1	0,6	0,2
Fava-orelha-de-macaco	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	0,12	3	0,85	0,1	0,3	0,2	0,6	0,2
Fava-barbatimão	<i>Stryphnodendron</i> sp.	0,24	4	0,29	0,1	0,4	0,1	0,6	0,2
Goiabinha	<i>Eugenia heterochroma</i> Diels	0,33	4	0,15	0,2	0,4	0,0	0,6	0,2
Sucupira-amarela	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth	0,16	4	0,41	0,1	0,4	0,1	0,6	0,2
Casca-grossa	N.I. 12	0,16	4	0,34	0,1	0,4	0,1	0,5	0,2
Ananim	<i>Moronobea coccinea</i> Aubl.	0,16	4	0,31	0,1	0,4	0,1	0,5	0,2
Angelim-pedra	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	0,24	4	0,14	0,1	0,4	0,0	0,5	0,2
Quariquarana	<i>Rinorea guianensis</i> (Aubl) Schum.	0,41	3	0,19	0,2	0,3	0,1	0,5	0,2
Maçarandubinha	<i>Manilkara paraensis</i> (Huber) Standl.	0,16	4	0,21	0,1	0,4	0,1	0,5	0,2
Jutaí-pororoca	<i>Dialium guianensis</i> (Aubl.) Sandwith	0,20	3	0,45	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Pau-de-colher	<i>Maytenus rigida</i> Mart	0,33	3	0,09	0,2	0,3	0,0	0,5	0,2
Casca-seca	N.I. 13	0,16	3	0,34	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Murupita	<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll.Arg.) Huber	0,16	3	0,29	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EC)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Caniceiro	<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	0,24	3	0,10	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Cravo	N.I. 14	0,24	3	0,08	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Guacuta	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0,16	3	0,19	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Tapiririca-vermelha	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,12	3	0,25	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Mututí-de-sangue	<i>Pterocarpus amazonum</i> (Mart. ex Benth.) Amshoff	0,12	2	0,55	0,1	0,2	0,1	0,4	0,1
Ingá (folha grande)	<i>Inga macrophylla</i> H.B.K.	0,16	3	0,11	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Louro-preto	<i>Ocotea caudata</i> Mez.	0,12	3	0,14	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Murici	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Rich	0,12	3	0,13	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Pintadinho	<i>Licania kunthiana</i> Hook F.	0,12	3	0,07	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Pau-de-remo	<i>Pradosia lutescens</i> Radlk.	0,12	2	0,41	0,1	0,2	0,1	0,4	0,1
Inharé	<i>Brosimum gaudichaudianum</i> Kunth	0,08	2	0,40	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Canela-de-velho	<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhlm.	0,08	2	0,23	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Pau-de-bicho	<i>Tapura amazonica</i> Poep. et Engl.	0,08	2	0,22	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Espadinha	N.I. 16	0,08	2	0,19	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Buiçu	<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke	0,08	2	0,19	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Tachi-pitomba	<i>Tachigali myrmecophila</i> Ducke	0,08	2	0,18	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1
Fava-catanuda	N.I. 17	0,16	2	0,03	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Açoita-cavalo	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	0,08	2	0,14	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1
Uxi	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	0,08	2	0,13	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1
Fava-mapucuxi	N.I. 18	0,12	2	0,04	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Andiroba	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	0,08	2	0,09	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1
Tachi-vermelho	<i>Sclerobium melanocaroum</i> Ducke	0,08	2	0,03	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Tachi	<i>Sclerobium goeldianum</i> Huber	0,04	1	0,43	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
Paricá	<i>Shichozolobium amazonicum</i> (Huber) ex. Ducke	0,04	1	0,35	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
Caqui	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandwith	0,04	1	0,21	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
Louro-cravo	<i>Aniba williamsii</i> O. C. Smidt	0,04	1	0,15	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1
Sucupira	<i>Bowdichia virgiloides</i> Kunth.	0,04	1	0,12	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Amapá	<i>Parahancornia amapa</i> Hub.	0,08	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Lacre	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	0,08	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Iperana	<i>Macrobium bifolium</i> (Aublet) Pers.	0,04	1	0,10	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Guajará-branco	<i>Elaeoloma glabrescens</i> (Mart & Endl) Aubr Pelleg	0,04	1	0,10	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Murta	<i>Muraya paniculata</i> (L.)	0,04	1	0,10	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Seringarana	<i>Diploon venezuelana</i> Aubl.	0,04	1	0,09	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Gabaumba	N.I. 20	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pitomba-da-mata	<i>Talisia</i> cf. <i>intermedia</i> Radlk	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mandioqueiro	<i>Qualea</i> cf. <i>lancifolia</i> Ducke	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Galhudinho	N.I. 21	0,04	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Burra-leiteira	<i>Sapium argutum</i> (Müll. Arg.) Huber	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Abiurana-vermelha	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EC)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Goiaba-de-anta	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana.	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Jacaréuba	<i>Calophyllum brasiliense</i> Camb.	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Andirobarana	<i>Guarea subsessiliflora</i> C.DC.	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Geniporana	N.I. 22	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Cajuaçu	<i>Anacardium spruceanum</i> Engl.	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pajurá	<i>Parinari campestris</i>	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá-rosca	<i>Abarema matarbifolia</i> (Sandw) Barneby & Eurimes	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Guarajá	<i>Neoxythece robusta</i> (M. & Eichl.) Aubr. & Pell.	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Chichua	<i>Maytenos guianensis</i> Kl.	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá-figado-de-preguiça	N.I. 23	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Freijozinho	<i>Cordia scabrida</i> Mart	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Bacabinha	<i>Oenocarpus mapora</i> Karsten	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Muuba	<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn.	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tento	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-amarelo	<i>Licaria rigida</i> Kosterm	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá (folha miúda)	<i>Inga schnifolia</i>	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá-palhão	N.I. 24	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Cedro	<i>Cedrela odorata</i> L.	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Jatereua	<i>Eschweilera obversa</i> (Berg) Minas	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-tamacequari	N.I. 28	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Magruta-preto	N.I. 29	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mapacana	N.I. 30	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Canela-jacamim	<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Seringarana-preta	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Laranjinha	<i>Raputia paraensis</i> Ducke	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Orcu-branco	N.I. 37	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Sardineira	N.I. 44	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tamanqueira (folha grande)	N.I. 46	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Baraúna	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tento-babão	N.I. 49	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Total Geral		217,43	1.053	365,45	100,0	100,0	100,0	300,0	100,0

EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO (EIR)									
Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Breu-manga	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	10,49	14	34,67	4,4	1,2	9,5	15,1	5,0
Abiurana-pitomba	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	13,39	14	15,57	5,6	1,2	4,3	11,1	3,7
Ingá-vermelho	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	12,29	14	11,67	5,2	1,2	3,2	9,6	3,2

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EIR)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Abiu-seco	<i>Pouteria lasiocarpa</i> (Mart.) Radlk	10,24	14	10,81	4,3	1,2	3,0	8,5	2,8
Tachi-preto	<i>Tachigalia paniculata</i> Aublet	8,61	14	12,52	3,6	1,2	3,4	8,2	2,7
Freijó-branco	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	9,27	14	9,45	3,9	1,2	2,6	7,7	2,6
João-mole	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	9,55	14	8,76	4,0	1,2	2,4	7,6	2,5
Abiu (casca grossa)	<i>Pouteria pachycarpa</i> Pires	7,35	14	11,13	3,1	1,2	3,1	7,3	2,4
Tacacazeira	<i>Sterculia speciosa</i> Schum	7,80	14	6,70	3,3	1,2	1,8	6,3	2,1
Matamata-preto	<i>Eschweilera blanchetiana</i> (Berg) Miers	6,08	13	6,83	2,6	1,1	1,9	5,5	1,8
Iperana (bifoliar)	<i>Macrolobium campestre</i> Huber	5,88	12	6,76	2,5	1,0	1,9	5,3	1,8
Ingá-branca	<i>Inga</i> cf. <i>cylindrica</i> Mart	7,59	12	3,45	3,2	1,0	0,9	5,2	1,7
Maçaranduba	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	2,61	14	10,14	1,1	1,2	2,8	5,1	1,7
Faveira	<i>Parkia nitida</i> Miq.	3,10	13	9,06	1,3	1,1	2,5	4,9	1,6
Timborana	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> Miq.	2,12	14	10,05	0,9	1,2	2,8	4,8	1,6
Pau-jacaré	<i>Laetia procera</i> (P. et E.) Eichl.	3,88	14	7,07	1,6	1,2	1,9	4,8	1,6
Envira-preta	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	4,98	14	4,51	2,1	1,2	1,2	4,5	1,5
Jarana	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) mori	2,69	14	7,41	1,1	1,2	2,0	4,3	1,4
Matamata	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	3,67	14	4,82	1,5	1,2	1,3	4,0	1,3
Caqui-preto	<i>Diospyros dukei</i> Sandw	5,88	8	3,01	2,5	0,7	0,8	4,0	1,3
Pau-branco	<i>Auxemma oncostylis</i> (F. Allem) Taub.	3,84	13	2,73	1,6	1,1	0,7	3,5	1,2
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1,63	13	6,08	0,7	1,1	1,7	3,4	1,1
Virola	<i>Virola michelii</i> Hechel	3,02	14	3,28	1,3	1,2	0,9	3,3	1,1
Piquiá	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers	0,82	10	7,16	0,3	0,8	2,0	3,2	1,1
Arataciu	<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	5,71	3	1,63	2,4	0,3	0,4	3,1	1,0
Ingá	<i>Inga edulis</i> Mart	2,65	13	2,74	1,1	1,1	0,8	3,0	1,0
Abiurana-amarela	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	1,43	12	4,73	0,6	1,0	1,3	2,9	1,0
Pente-de-macaco (sulcado)	<i>Apeiba burchelli</i> Sprague	2,16	13	2,41	0,9	1,1	0,7	2,7	0,9
Ingá (folha peluda)	<i>Inga ingoides</i> (Rich) Willd.	2,33	12	2,41	1,0	1,0	0,7	2,7	0,9
Louro-abacate	<i>Caraipa grandifolia</i> Mart.	1,67	12	3,36	0,7	1,0	0,9	2,6	0,9
Breu-sucuruba	<i>Trattinikia burseraefolia</i> Mart	1,92	12	2,89	0,8	1,0	0,8	2,6	0,9
Louro-vermelho	<i>Ocotea rubra</i> Mez.	1,88	13	2,50	0,8	1,1	0,7	2,6	0,9
Tachi-branco	<i>Tachigalia alba</i> Ducke	1,43	12	3,49	0,6	1,0	1,0	2,6	0,9
Maparajuba	<i>Manilkara amazonica</i> (Huber) Standley	1,27	12	3,66	0,5	1,0	1,0	2,5	0,8
Abrubolsa-cascuda	N.I. 03	0,61	9	4,82	0,3	0,8	1,3	2,3	0,8
Louro-abacate	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) mez	1,47	14	1,92	0,6	1,2	0,5	2,3	0,8
Piquiarana	<i>Caryocar glabrum</i> (Aublet) Pers. Glabrum	0,73	8	4,68	0,3	0,7	1,3	2,3	0,8
Embauba	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	1,76	10	2,46	0,7	0,8	0,7	2,3	0,8
Ipê-roxo	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	0,41	7	5,32	0,2	0,6	1,5	2,2	0,7
Mapatirana	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	1,39	12	2,15	0,6	1,0	0,6	2,2	0,7
Muiracatiara	<i>Astronium lecontei</i> Ducke	0,82	9	3,64	0,3	0,8	1,0	2,1	0,7
Abiu-guajará	<i>Pouteria</i> sp. A	0,90	11	2,60	0,4	0,9	0,7	2,0	0,7
Copaíba	<i>Copaifera duckei</i> Dwyer	0,57	8	3,88	0,2	0,7	1,1	2,0	0,7

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EIR)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Para-para	<i>Jacaranda copaia</i> (Aublet) D. Don	1,14	12	1,66	0,5	1,0	0,5	1,9	0,6
Pau-ferro	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	0,61	9	3,11	0,3	0,8	0,9	1,9	0,6
Tamanqueira	<i>Zanthoxylum rhoifolia</i> Lam.	0,94	11	1,88	0,4	0,9	0,5	1,8	0,6
Abiurana	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	1,92	7	1,41	0,8	0,6	0,4	1,8	0,6
Acariquarana	N.I. 04	2,82	3	1,15	1,2	0,3	0,3	1,8	0,6
Pente-de-macaco (serrado)	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	1,22	9	1,58	0,5	0,8	0,4	1,7	0,6
Morototó	<i>Scheffera morototoni</i> (Aubl.) Maguire	0,98	11	1,33	0,4	0,9	0,4	1,7	0,6
Fava-bolota	<i>Parkia pendula</i> Benth	0,57	10	2,21	0,2	0,8	0,6	1,7	0,6
Jatobá-mirim	<i>Hymenaea palustris</i> Ducke	0,94	10	1,51	0,4	0,8	0,4	1,7	0,6
Tatajuba	<i>Bagassa guianensis</i> Aublet	0,37	8	2,87	0,2	0,7	0,8	1,6	0,5
Maçarandubinha	<i>Manilkara paraensis</i> (Huber) Standl.	1,02	10	1,22	0,4	0,8	0,3	1,6	0,5
Tanimbuca	<i>Terminalia guianensis</i> Eichl.	0,41	7	2,99	0,2	0,6	0,8	1,6	0,5
Andiroba	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	0,82	10	0,98	0,3	0,8	0,3	1,5	0,5
Breu	<i>Protium tenuifolium</i> Engl.	1,47	7	0,83	0,6	0,6	0,2	1,4	0,5
Louro-preto	<i>Ocotea caudata</i> Mez.	0,73	9	1,28	0,3	0,8	0,4	1,4	0,5
Cumaru	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd	0,29	7	2,56	0,1	0,6	0,7	1,4	0,5
Sapucaia	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess	0,37	6	2,50	0,2	0,5	0,7	1,3	0,4
Ingá-de-roçado	<i>Inga thibaldiana</i> DC.	1,59	5	0,83	0,7	0,4	0,2	1,3	0,4
Abiu-cutiti	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	0,61	8	1,40	0,3	0,7	0,4	1,3	0,4
Andirobarana	N.I. 06	0,61	8	1,06	0,3	0,7	0,3	1,2	0,4
Tinteiro	<i>Laguncularia racemosa</i> Gaertn.	1,39	5	0,78	0,6	0,4	0,2	1,2	0,4
Envira-vermelha	<i>Xylopia ocrantha</i> Mart.	0,94	6	1,15	0,4	0,5	0,3	1,2	0,4
Ipê-amarelo	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl.) Nicholes	0,45	6	1,76	0,2	0,5	0,5	1,2	0,4
Envira-branca	<i>Xylopia nitida</i> Dun.	1,67	3	0,70	0,7	0,3	0,2	1,2	0,4
Coração-de-negro	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth	0,53	8	0,87	0,2	0,7	0,2	1,1	0,4
Tauari (folha pequena)	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke et Knuth	0,37	5	1,95	0,2	0,4	0,5	1,1	0,4
Casca-seca	N.I. 13	0,41	8	0,57	0,2	0,7	0,2	1,0	0,3
Araracanga	<i>Aspidosperma álbum</i> (Vahl) R. Bem. Ex Pinchom	0,86	5	0,60	0,4	0,4	0,2	0,9	0,3
Freijozinho	<i>Cordia scabrida</i> Mart	0,94	4	0,77	0,4	0,3	0,2	0,9	0,3
Marupá	<i>Simaruba amara</i> Aublet	0,49	7	0,52	0,2	0,6	0,1	0,9	0,3
Fava-catanuda	N.I. 17	0,37	7	0,68	0,2	0,6	0,2	0,9	0,3
Tachi-vermelho	<i>Sclerobium melanocaroum</i> Ducke	0,61	7	0,30	0,3	0,6	0,1	0,9	0,3
Maria-preta	<i>Zizyphus itacaiunensis</i> Fróes	0,29	6	1,02	0,1	0,5	0,3	0,9	0,3
Cedro	<i>Cedrela odorata</i> L.	0,29	6	0,96	0,1	0,5	0,3	0,9	0,3
Maparanã	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	0,57	6	0,51	0,2	0,5	0,1	0,9	0,3
Barrote	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) O.Kuntze	0,29	6	0,88	0,1	0,5	0,2	0,9	0,3
Guajará-preto	<i>Pouteria manausensis</i> (Aubrev. & Pellegrini) Penn.	1,14	3	0,46	0,5	0,3	0,1	0,9	0,3
Ripeiro	<i>Eschweilera apiculata</i> (Miers) A.C.Sm.	0,37	6	0,68	0,2	0,5	0,2	0,8	0,3

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EIR)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Mururé	<i>Brosimum obovata</i> L.	0,33	5	0,99	0,1	0,4	0,3	0,8	0,3
Louro-amarelo	<i>Licaria rigida</i> Kosterm	0,29	6	0,69	0,1	0,5	0,2	0,8	0,3
Angelim-rajado	<i>Pithecolobium racemosum</i>	0,33	7	0,30	0,1	0,6	0,1	0,8	0,3
Envira-sombreira	<i>Annona</i> sp.	0,65	5	0,39	0,3	0,4	0,1	0,8	0,3
Moiratingá	<i>Perebea guianensis</i> Aubl	0,90	3	0,41	0,4	0,3	0,1	0,7	0,2
Ingá-rosca	<i>Abarema matarbilifolia</i> (Sandw) Barneby & Eurimes	0,33	6	0,35	0,1	0,5	0,1	0,7	0,2
Macacaúba	<i>Platymiscium filipes</i> Benth	0,29	4	1,02	0,1	0,3	0,3	0,7	0,2
Ingá	<i>Inga melinones</i> Sagot	0,37	5	0,49	0,2	0,4	0,1	0,7	0,2
Curupixa	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	0,16	4	1,06	0,1	0,3	0,3	0,7	0,2
Espeturaná	<i>Cupania scrobiculata</i> L. C. Rich	0,49	5	0,23	0,2	0,4	0,1	0,7	0,2
Embauba-branca	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	0,20	5	0,66	0,1	0,4	0,2	0,7	0,2
Buiúçu	<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke	0,33	5	0,44	0,1	0,4	0,1	0,7	0,2
Gema-de-ovo	<i>Poecilanthus effusus</i> (Huber) Ducke	0,86	3	0,21	0,4	0,3	0,1	0,7	0,2
Ingá-coração-de-preguiça	<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	0,24	6	0,22	0,1	0,5	0,1	0,7	0,2
Tapiririca-vermelha	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,49	4	0,43	0,2	0,3	0,1	0,7	0,2
Envira-preta-da-mata	<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fries	0,37	5	0,20	0,2	0,4	0,1	0,6	0,2
Louro-canela	<i>Ocotea fragrantissima</i> Ducke	0,29	4	0,58	0,1	0,3	0,2	0,6	0,2
Caqui	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandwith	0,33	4	0,42	0,1	0,3	0,1	0,6	0,2
Ananim	<i>Moronobea coccinea</i> Aubl.	0,20	4	0,58	0,1	0,3	0,2	0,6	0,2
Ingá (folha grande)	<i>Inga macrophylla</i> H.B.K.	0,24	5	0,17	0,1	0,4	0,0	0,6	0,2
Macucu	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	0,16	4	0,60	0,1	0,3	0,2	0,6	0,2
Embauba-vermelha	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath	0,16	4	0,50	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Mututí	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	0,24	4	0,36	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Caqui (casca dura)	<i>Diospyros tectrandia</i> Hiern	0,20	4	0,41	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Cacau	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. Ex Spreng.	0,49	3	0,19	0,2	0,3	0,1	0,5	0,2
Magruta-preto	N.I. 29	0,49	3	0,19	0,2	0,3	0,1	0,5	0,2
Pente-de-macaco	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	0,16	4	0,38	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Guariúba	<i>Clarisa racemosa</i> Ruiz e Pav.	0,45	3	0,17	0,2	0,3	0,0	0,5	0,2
Amapá	<i>Parahancornia amapa</i> Hub.	0,20	4	0,22	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Urucurana	<i>Sloanea obtusa</i> Split.	0,16	4	0,25	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2
Ucuubarana	<i>Syzmiopsis oppositifolia</i> Ducke	0,16	2	0,78	0,1	0,2	0,2	0,5	0,2
Lacre	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	0,33	3	0,21	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Mamorana	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl. Robyns)	0,16	3	0,40	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Mandioqueiro	<i>Qualea cf. lancifolia</i> Ducke	0,12	3	0,46	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Seringarana	<i>Diploon venezuelana</i> Aubl.	0,20	3	0,34	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Tauari	<i>Couratari guianensis</i> Aublet	0,20	3	0,33	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Muiratingá	N.I. 35	0,20	3	0,29	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Guajará-branco	<i>Elaeoloma glabrescens</i> (Mart & Endl) Aubr Pelleg	0,12	3	0,37	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Fava-barbatimão	<i>Stryphnodendron</i> sp.	0,16	3	0,29	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Jutaí-pororoca	<i>Dialium guianensis</i> (Aublet.) Sandwith	0,16	3	0,29	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EIR)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Acariquara	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	0,12	3	0,33	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Louro-branco	<i>Cordia glabrata</i> (Mart.)	0,16	3	0,19	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Pau-de-beterraba	N.I. 38	0,16	3	0,18	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Mamuí	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubli) A. DC.	0,12	3	0,21	0,1	0,3	0,1	0,4	0,1
Goiaba-de-anta	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana.	0,16	3	0,13	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Matamata-grande	<i>Eschweilera grandeflorum</i> (Aubl.) Sandwith	0,12	3	0,18	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Louro	<i>Nectandra pichurim</i> Mez.	0,12	3	0,18	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Carapanauba	<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. Ex. Nüell. Arg.	0,12	3	0,17	0,1	0,3	0,0	0,4	0,1
Ingá (estípula pequena)	<i>Inga falcistipula</i> Ducke	0,16	3	0,09	0,1	0,3	0,0	0,3	0,1
Pintadinho	<i>Licania kunthiana</i> Hook F.	0,12	3	0,15	0,1	0,3	0,0	0,3	0,1
Breu-preto	<i>Protium opacum</i> Swart.	0,20	2	0,33	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1
Goiabinha	<i>Eugenia heterochroma</i> Diels	0,12	3	0,13	0,1	0,3	0,0	0,3	0,1
Murupita	<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll.Arg.) Huber	0,20	2	0,30	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1
Guacuta	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0,12	3	0,10	0,1	0,3	0,0	0,3	0,1
Açoita-cavalo	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	0,12	3	0,07	0,1	0,3	0,0	0,3	0,1
Achuá	<i>Sacoglottis guyanensis</i> Benth	0,08	2	0,38	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Matamata-jibóia	<i>Eschweilera collina</i> Eyma	0,08	2	0,34	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Pau-de-remo	<i>Pradosia lutescens</i> Radlk.	0,04	1	0,68	0,0	0,1	0,2	0,3	0,1
Abiu-casca-doce	<i>Glicoxilo</i> sp.	0,16	2	0,15	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Pau-mucura	N.I. 41	0,08	2	0,27	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Caniceiro	<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	0,20	2	0,08	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Sucupira-amarela	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth	0,12	2	0,18	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1
Uxirana	<i>Sacoglottis amazonica</i> Benth	0,16	2	0,12	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Pitaíca	N.I. 42	0,12	2	0,18	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Guajarárana	<i>Franchetella sangotiana</i> (Bail) Eyma	0,12	2	0,17	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Quina verdadeira	N.I. 43	0,12	2	0,16	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Guajará-pedra	<i>Neoxythece elegans</i> (A.DC.) Aubret	0,08	2	0,20	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
Sardineira	N.I. 44	0,08	2	0,16	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Pau-vermelho	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	0,08	2	0,16	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Ingá-capitata	<i>Inga capitata</i> Desv.	0,12	2	0,08	0,1	0,2	0,0	0,2	0,1
Andirobarana (folha grande)	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	0,08	2	0,12	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Abiurana-vermelha	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	0,08	2	0,12	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Mapucuxi-vermelho	<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & Grimes	0,08	2	0,11	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Quariquerana	<i>Rinorea guianensis</i> (Aubl) Schum.	0,12	2	0,04	0,1	0,2	0,0	0,2	0,1
Pau-de-colher	<i>Maytenus rigida</i> Mart	0,12	2	0,04	0,1	0,2	0,0	0,2	0,1
Caqui (folha branca)	<i>Diospyros melinoni</i> (Hiern) A. Smith	0,08	2	0,10	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Tafereu	N.I. 45	0,08	2	0,08	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Murici	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Rich	0,08	2	0,07	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EIR)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Curupixa-falso	<i>Dulacea</i> sp.	0,08	2	0,07	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Bacabinha	<i>Oenocarpus mapora</i> Karsten	0,08	2	0,07	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Espeturaná	<i>Allophylus robustus</i> Radlk	0,08	2	0,06	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Pitomba-da-mata	<i>Talisia</i> cf. <i>intermedia</i> Radlk	0,08	2	0,06	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Breu-branco	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl) Marchand	0,08	2	0,05	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Sucuuba	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce) Woodson	0,08	2	0,04	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Louro-preto (casca vermelha)	<i>Ocotea petalanthra</i> (Meiss) Mez	0,08	2	0,04	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Ingá-facãozinho	<i>Inga eplendens</i> Willd.	0,08	2	0,03	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1
Tachi	<i>Sclerobium goeldianum</i> Huber	0,04	1	0,38	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
Paricá	<i>Shichozolobium amazonicum</i> (Huber) ex. Ducke	0,04	1	0,35	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
Mangueirana	<i>Tovomita cephalostigma</i> Vesque	0,08	1	0,12	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1
Tamanqueira (folha grande)	N.I. 46	0,04	1	0,18	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
Abiu-preto	<i>Pouteria krukovii</i> (A.C. Smith) Baehni	0,04	1	0,18	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1
Pau-de-balsa	<i>Ochroma pyramidale</i> var. <i>bicolor</i> Brizicky	0,04	1	0,17	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Munguba	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	0,04	1	0,16	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tauari-branco	N.I. 51	0,04	1	0,14	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-preto	<i>Aioea</i> cf. <i>densiflora</i> Nees	0,08	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Abiurana (folha miuda)	<i>Micropholis</i> sp.	0,04	1	0,13	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pacapeuá	<i>Swartzia recurva</i> Poeppig	0,04	1	0,13	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Fava-atanã	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	0,08	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tento (folha miuda)	N.I. 48	0,08	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Espeturaná-preta	<i>Cupania hirsuta</i> Radlk	0,08	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Taquari	<i>Mabea angustifolia</i> Spruce ex Benth.	0,04	1	0,10	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Fava	<i>Vicia faba</i> L.	0,04	1	0,09	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Breu-barrote	<i>Trattinnickia panamensis</i> Engl.	0,08	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Embauba-torém	<i>Pourouma minor</i> Benoist	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Abiurana-caramuri	<i>Pouteria hispida</i> Eyma	0,04	1	0,08	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Jatuba	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleum	0,04	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mangabarana	<i>Austroplenckia populnea</i> Reissek	0,04	1	0,07	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Janitá	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Grimes	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá-da-várzea	<i>Inga dumosa</i> Bth	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mão-de-gato	<i>Helicostyles tomentosa</i> (P. & E.) Rusby	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Amapá-doce	<i>Brosimum potabile</i> Ducke	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Tento-babão	N.I. 49	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Itaubarana	<i>Acosmium nitens</i> (Vog.) Yakovlev	0,04	1	0,06	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Sucupira	<i>Bowdichia virgiloides</i> Kunth.	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Fava-orelha-de-macaco	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pau-marfim	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engler) Engler	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0

Continua...

Continuação – Tabela Apêndice III (Bloco EIR)

Nome popular	Nome científico	DA (n/ha)	F (n)	Do (m²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	IVI x100	IVI (%)
Casiaria-da-mata	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Muiratingá (folha miúda)	<i>Maquira</i> sp.	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Papo-de-mutum	<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A. C. Smith	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Uxi	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Envira-surucucu	<i>Duguetia echynophora</i> R.E. Fr.	0,04	1	0,05	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Gameleira	<i>Brosimum aubletii</i>	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Ingá	<i>Inga</i> cf. <i>pezizifera</i> Benth	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mamorana-de-terra-firme	<i>Bombax longipedicellatum</i> Ducke	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Breu-de-leite	<i>Protium paniculatum</i> (Engl.)	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pau-de-bicho	<i>Tapura amazonica</i> Poep. et Engl.	0,04	1	0,04	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Uracura	N.I. 50	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Faveira-bolota	<i>Parkia platycephala</i> Benth	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pente-de-macaco (folha peluda)	<i>Apeiba</i> sp.	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-cascudo	<i>Aiouea myristicoides</i> Mez	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-puxuri-bravo	<i>Nectandra grandis</i> Mez.	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-de-tamanco	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Laranjinha	<i>Raputia paraensis</i> Ducke	0,04	1	0,03	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Balanço-de-cutia	N.I. 09	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Muirapiranga	<i>Brosimum paraense</i> Huber	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Faveira-atana	<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Fava-timborana	<i>Pseudopiptadenia</i> sp.	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Pepino	<i>Ambelania tenuifolia</i> Muell	0,04	1	0,02	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Casca-grossa	N.I. 12	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Iperana	<i>Macrolobium bifolium</i> (Aublet) Pers.	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Murta	<i>Murraya paniculata</i> (L.)	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Mapatirau	N.I. 33	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Galhudinho	N.I. 21	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Angelim-pedra	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro-tamacequari	N.I. 28	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Louro (folha verticilada)	<i>Aiouea</i> sp.	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Envira (folha fina)	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	0,04	1	0,01	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Total-Geral		237,39	1.189	364,57	100,0	100,0	100,0	300,0	100,0

10. REFERÊNCIAS

- ADEODATO, S. *et al.* **Madeira de ponta a ponta: o caminho desde a floresta até o consumo.** São Paulo: FGV RAE, 2011. 128 p.
- ALDER, D.; SILVA, J. N. M. Sustentabilidade da produção volumétrica: um estudo de caso na Floresta Nacional do Tapajós com o auxílio do modelo de crescimento Cafrogrom. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. C.; YARED, J. A. G. **A silvicultura na Amazônia oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID.** Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 459 p.
- AMARAL, P. *et al.* **Floresta para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia.** Belém: Imazon, WWF & USAID, 1998. 137 p.
- ARAUJO, H. J. B.; SILVA, Y A. Restauração de florestas acreanas exploradas seletivamente. In: QUIRÓS, R. R. (ed.). **Tierra: naturaleza, biodiversidad y sustentabilidad.** San José, Costa Rica: Jade, 2017. 915 p.
- ATTIWILL, P. M. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. **Forest Ecology and Management**, 63, 1994. p. 247 – 300.
- AVILA, A. L. *et al.* Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, 385, 2017. p. 225-235.
- AZEVEDO, C. P. *et al.* Efeito de diferentes níveis de exploração e de tratamentos silviculturais sobre a dinâmica da Floresta remanescente. **Revista Floresta**, v. 38, n. 2, abr./jun., 2008. p. 277-293.
- BARRETO, P. *et al.* Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, n. 108, p. 9-26, 1998.
- BASTOS, T. X. *et al.* **Informações agroclimáticas do município de Paragominas para o planejamento agrícola.** In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, 14., 2006, Florianópolis. Anais... Florianópolis: SBMET, 2006.

- BENSUSAN, N.; ARMSTRONG, G. (org.). **O manejo da paisagem e a paisagem do manejo**. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil, 2008. 300 p.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Bases conceituais para a restauração florestal: sucessão ecológica e um modelo de fases. In: _____. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 428 p.
- BRASIL. **Decreto nº 5.975, de 30 de novembro de 2006**. Regulamenta os arts. 12, parte final, 15, 16, 19, 20 e 21 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, o art. 4º, inciso III, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, o art. 2º da Lei nº 10.650, de 16 de abril de 2003, altera e acrescenta dispositivos aos Decretos nºs 3.179, de 21 de setembro de 1999, e 3.420, de 20 de abril de 2000, e dá outras providências. Diário Oficial, Brasília, 01 de dezembro de 2006. Seção 1, p. 1.
- BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**, 6ª edição. São Paulo: Saraiva, 2010. 540 p.
- CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, v. 34, p. 209-217. 2004.
- CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas**: regeneração na era do desmatamento. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 430 p.
- CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 406, de 02 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, Brasília, 06 de fevereiro de 2009, p. 100.
- COSTA, D. H. M.; SILVA, S. M. A.; SILVA, J. N. M. Efetividade e custos do desbaste com aplicação de arboricida em floresta natural na região do Tapajós, Pará e Jari, Amapá. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. C.; YARED, J. A. G. **A silvicultura na Amazônia oriental**: contribuições do projeto Embrapa/DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 459 p.

- DAVIS, L. *et al.* **Forest Management**: to sustain ecological, economic and social values. 4ª edição. Long Grovem Illinois: Waveland Press, 2005. 804 p.
- DE GRAFF, N. R.; POELS, R. L. H.; VAN ROMPAEY, R. S. A. R. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. **Forest Ecology and Management**, 124, 1999. p. 123-135.
- DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.
- DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**, 2ª edição. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2006. 667 p.
- EDWARDS, D. P. *et al.* Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 9, 2014. p. 511- 520.
- ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* (org.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais (FEPAF), 2008. 340 p.
- EQUIPE ESTATCAMP. Software Action Stat. Estatcamp - Consultoria em estatística e qualidade, São Carlos - SP, 2014. Disponível em: <<http://www.portaction.com.br>>. Acesso em 14 de novembro de 2017.
- ERDMANN, A. A. **Comportamento silvicultural de espécies nativas usadas no enriquecimento artificial de florestas alteradas na Amazônia, visando potencializar a exploração econômica da Reserva Legal**. 2015. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2015. 132 f.
- ESPADA, A. L. V. *et al.* **Manejo florestal e Exploração de Impacto Reduzido em florestas naturais de produção da Amazônia**. Informativo Técnico 1. Belém: Instituto Floresta Tropical, 2012. 31 p.

- FREDERICKSEN, T. S.; PUTZ, F. E. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. **Biodiversity and Conservation**, n. 12, 2003. p. 1445-1453.
- FREITAS, J. V. F.; PINARD, M. A. Applying ecological knowledge to decisions about seed tree retention in selective logging in tropical forests. **Forest Ecology and Management**, 256, 2008. p. 1434-1442.
- GARDINGEN, P. R.; VALLE, D.; THOMPSON, I. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 231, 2006. p. 184 – 195.
- GONÇALVES, F. B.; SANTOS, J. R. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. **Acta Amazonica**, v. 38, 2008. p. 229 – 244.
- GROGAN, J.; VIDAL, E.; SCHULZE, M. Apoio científico para os padrões de manejo de madeira na Floresta Amazônica: a questão da sustentabilidade. **Ciência & Ambiente**, n. 32, jan./jul. 2006. p. 103 – 117.
- HAWKEN, P.; LOVINS, A.; LOVINS, L. H. **Capitalismo Natural: criando a próxima Revolução Industrial**. São Paulo: Editora Cultrix, 1999. 358 p.
- HIGMAN, S. *et al.* **Manual do Manejo Florestal Sustentável**. Viçosa: Editora UFV, 2015. 398 p.
- HIGUCHI, N. Utilização e manejo dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazonica**, v. 24, 1994. p. 275-288.
- HOLMES, T. P. *et al.* Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 5583, 2001. p. 1 – 18.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010: Sinopse do Censo e Resultados Preliminares do Universo**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<http://migre.me/qe66l>>. Acesso em 11 de junho de 2015.

- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª edição. Manuais Técnicos em Geociências, n. 1. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura – ano-base 2015**. SIDRA – Sistema IBGE de Recuperação Automática: Banco de Tabelas Estatísticas. Disponível em: <sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 03 de maio de 2017.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **INPE estima 6.624 km² de desmatamento por corte raso na Amazônia em 2017**. Coordenação Geral de Observação da Terra (OBT). Publicação de 18 de outubro de 2017. Disponível em: <goo.gl/vmxdLJ>. Acesso em 23 de novembro de 2017.
- JENNINGS, S. B. *et al.* Desempenho comparativo de mudas de espécies florestais em gradiente microclimático criado experimentalmente. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. C.; YARED, J. A. G. **A silvicultura na Amazônia oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 459 p.
- KRISNAWATI, H.; WAHJONO, D. Effect of post-logging silvicultural treatment on growth rates of residual stand in a tropical forest. **Journal of Forestry Research**, v. 7, n. 2, 2010. p. 112-124.
- LEVIS, C. *et al.* Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. **Science**, v. 355, p. 925-931, mar., 2017.
- MACHADO, S. A.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria**. 2ª edição. Guarapuava: Editora Unicentro, 2009. 316 p.
- MACPHERSON, A. J. *et al.* Eficiência de serrarias na Amazônia: uma análise por envoltória de dados. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 84, p. 415 – 425, dez. 2009.
- MAGALHÃES, M. N.; LIMA, A. C. P. **Noções de Probabilidade e Estatística**, 3ª edição. São Paulo: Editora USP, 2001. 428 p.
- MAZZEI, L. *et al.* Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 259, 2010. p. 367-373

- MEIRELLES FILHO, J. **O livro de ouro da Amazônia**. 5ª edição. Rio de Janeiro: Editora Ediouro, 2006. 442 p.
- MORGADO, R. *et al.* Percepções dos atores sociais sobre os efeitos de curto prazo, gargalos e potencialidades das concessões florestais na Amazônia Brasileira. **Perspectiva Imaflora**, set. 2016. 8 p. Disponível em: <goo.gl/AiDHcK>. Acesso em 27 de novembro de 2017.
- NOCE, R. *et al.* Brazilian sawn wood price and income elasticity. **Revista Cerne**, Lavras, v. 16, n. 3, p. 259-265, jul./set., 2010.
- NOSS, R. F. Beyond Kyoto: forest management in a time of rapid climate change. **Conservation Biology**, v. 15, n. 03, jun. 2001. p. 578-590.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012. 460 p.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5ª edição. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 612 p.
- OLIVEIRA, L. C. *et al.* Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. **Scientia Forestalis**, n. 69, dez., 2005. p. 62-76.
- OLIVEIRA, L. C. *et al.* Eficiência de anelamento aplicado como tratamento silvicultural em florestas manejadas na Amazônia ocidental. **Comunicado Técnico 172**. Rio Branco: Embrapa Acre, dez. 2009. 9 p.
- PAIVA, J. B. **A regeneração natural em plantios com Cabreúva (*Myroxylum peruiferum* L.f.)**. 2015. 85 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Florestal) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2015.
- PEÑA-CLAROS, M. *et al.* Beyond reduced-impact logging: silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. **Forest Ecology and Management**, 256, 2008a. p. 1458-1467.

- PEÑA-CLAROS, M. *et al.* Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, 255, 2008b. p. 1283-1293.
- PEARCE, D.; PUTZ, F. E.; VANCLAY, J. K. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? **Forest Ecology and Management**, 172, 2003. p. 229-247.
- PEREIRA, D. *et al.* **Fatos Florestais da Amazônia**: 2010. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon), 2010. 124 p.
- PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975. 165 p.
- PIELOU, E. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, v. 10, n. 2, 1966. p 370-383.
- PUTZ, F. E. *et al.* Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, 2012. p. 1 – 8.
- PUTZ, F. E.; RUSLANDI. Intensification of tropical silviculture. **Journal of Tropical Forest Science**, 27 (3), 2015. p. 285-288.
- REYES-GARCIA, V. *et al.* Small-scale societies and environmental transformations: coevolutionary dynamics. **Ecology and Society**, 22, 2017.
- RIBEIRO, N. R. *et al.* **Manual de silvicultura tropical**. Maputo: Universidade Eduardo Mondlane / FAO, 2002. 123 p.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ); Instituto BioAtlântica, 2009. 264 p.
- ROLIM, S. G. *et al.* Modelos volumétricos para a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquirí, Serra dos Carajás (PA). **Acta Amazonica**, v. 36, 2006. p. 107-114.

- ROOPSIND, A. *et al.* Quantifying uncertainty about forest recovery 32-years after selective logging in Suriname. **Forest Ecology and Management**, 391, 2017. p. 246-255.
- RUSLANDI; CROPPER JR., W. P.; PUTZ, F. E. Effects of silvicultural intensification on timber yields, carbon dynamics and tree species composition in a dipterocarp forest in Kalimantan, Indonesia: and individual-tree-based model simulation. **Forest Ecology and Management**, 390, 2017. p. 104-118.
- SABOGAL, C. *et al.* **Manejo florestal empresarial na Amazônia brasileira: restrições e oportunidades.** Belém: CIFOR, 2006. 72 p.
- SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; COSTA NETO, S. V. Construção de índices de valor de importância de espécies para análise fitossociológica de floresta ombrófila através de análise multivariada. **Revista Floresta**, v. 42, n. 1, jan./mar., 2012. p. 115-128.
- SCHNEIDER, R. R. *et al.* **Sustainable Amazon: limitations and opportunities for rural development.** Partnership Series, n. 1, Brasília: World Bank and Imazon, 2000. 63 p.
- SCHULZE, M. *et al.* How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 256, 2008. p. 1443-1457.
- SCHWARTZ, G. *et al.* Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: a comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, 293, 2013. p. 57-64.
- SFB. Serviço Florestal Brasileiro. **Concessões Florestais.** Brasília: Serviço Florestal Brasileiro. Dados atualizados em 19 de abril de 2017. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/beneficios-economicos>>. Acesso em 27 de novembro de 2017.
- SFB. Serviço Florestal Brasileiro. **Florestas do Brasil em resumo – 2013:** dados de 2007 – 2012. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2013. 188 p.

- SFB. Serviço Florestal Brasileiro; IMAZON. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados.** Belém: SFB/IMAZON, 2010. 26 p.
- SILVA, A. L.; JARDIM, F. C. S. **Sistemas silviculturais aplicados às florestas tropicais.** Viçosa: Departamento de Engenharia Florestal – Universidade Federal de Viçosa (DEF/UFV), s/d. 63 p.
- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, 1949. p. 668.
- SIST, P. Why RIL won't work by minimum-diameter cutting alone. **ITTO Tropical Forest Update**, v. 11/2, 2001. p. 5.
- SOUZA, D. V. *et al.* Crescimento de espécies arbóreas em uma floresta natural de terra firme após a colheita de madeira e tratamentos silviculturais, no município de Paragominas, Pará, Brasil. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, out./dez., 2015. p. 873-883.
- STUBLE, K. L.; FICK, S. E.; YOUNG, T. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. **Journal of Applied Ecology**, DOI 10.1111/1365-2664.12861, 2017.
- TAYLOR, C. J. **Introdução à Silvicultura Tropical.** São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 1969. 200 p.
- UEHARA, T. H. K. *et al.* **Poder público e consumo de madeira: desafios e alternativas para a gestão responsável da madeira amazônica.** São Paulo: Programa Gestão Pública e Cidadania, Fundação Getúlio Vargas, 2011. 128 p.
- VASCONCELOS NETO, E. L. *et al.* Ecological and functional clustering of forest species in the South western Amazonia. **Revista Árvore**, v. 40, n. 6, 2016. p. 1093-1100.
- VIDAL, E. J. **Dinâmica de florestas manejadas e sob exploração convencional na Amazônia Oriental.** 2004. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2004. 148 f.

- VIDAL, E.; WEST, A. P.; PUTZ, F. E. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 378, p. 1-8. 2016.
- VILLEGAS, Z. *et al.* Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 971-977, 2009.
- WADSWORTH, F. H. Not just reduced but productive logging impacts. **International Forestry Review**, 3 (1), 2001. p. 51-53.
- WADSWORTH, F. H.; ZWEEDE, J. C. Liberation: acceptable production of tropical forest timber. **Forest Ecology and Management**, v. 233, p. 45-51. 2006.
- WEST, T. A. P.; VIDAL, E.; PUTZ, F. E. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 59-63. 2014.
- ZARIN, D. J. *et al.* (org.). **As florestas produtivas nos neotrópicos**: conservação por meio do manejo sustentável? São Paulo: Peirópolis; Brasília: IEB – Instituto Internacional de Educação do Brasil, 2005.
- ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for sustainable logging in tropical forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, 2012. p. 479-487.