



PAULO HENRIQUE DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO PARA
ALOCAÇÃO ÓTIMA DE PÁTIOS DE
ESTOCAGEM DE MADEIRA**

LAVRAS-MG

2014

PAULO HENRIQUE DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO PARA ALOCAÇÃO ÓTIMA
DE PÁTIOS DE ESTOCAGEM DE MADEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Lucas Rezende Gomide

LAVRAS-MG

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Silva, Paulo Henrique da.

Desenvolvimento de modelo para alocação ótima de pátios de estocagem de madeira / Paulo Henrique da Silva. – Lavras : UFLA, 2014.

126 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Lucas Rezende Gomide.

Bibliografia.

1. Floresta balanceada. 2. Planejamento florestal. 3. Programação linear Inteira. 4. Amazônia. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.9

PAULO HENRIQUE DA SILVA

**DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO PARA ALOCAÇÃO ÓTIMA
DE PÁTIOS DE ESTOCAGEM DE MADEIRA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 27 de fevereiro de 2014.

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes	UFLA
Dr. Edmilson Santos Cruz	UFG

Dr. Lucas Rezende Gomide
Orientador

LAVRAS-MG
2014

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por ter me dado forças para superar os obstáculos e vencer mais uma etapa na minha vida profissional.

Aos meus pais e irmãos, que me deram força, rezaram e torceram pelo meu sucesso, sempre se orgulhando do meu esforço e dedicação.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF), pela oportunidade concedida para a realização do Mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

À Embrapa–Acre, na pessoa do Evandro Orfanó, pelo apoio na construção deste trabalho, fornecendo os dados para este estudo.

Ao professor Dr. Lucas Gomide, pela orientação, paciência, amizade, dedicação e ensinamentos, que foram de grande relevância para a realização deste trabalho e para o meu crescimento profissional.

Aos professores Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, Dr. Edmilson Santos Cruz, Dr. Luis Marcelo Tavares de Carvalho e Dr. Antônio Carlos da Silva Zanzini, pelos ensinamentos e contribuição para a realização deste trabalho.

Aos professores e funcionários do DEF, em especial do LEMAF, pelos ensinamentos transmitidos e pela convivência harmoniosa ao longo destes anos.

Aos amigos Polyanne, Thiza, Juliana, Luciano (Bodinho), Marcela, Tássia, Elton, Marcelo e André Luiz, grandes amigos que fiz durante o mestrado e que levarei pra sempre comigo no coração.

Enfim, a todos que, direta ou indiretamente, se fizeram presentes nesta minha caminhada.

RESUMO

O objetivo do trabalho foi desenvolver modelos matemáticos de programação linear inteira (PLI), de forma a minimizar a distância de arraste entre as árvores exploradas e os pátios de estocagem, garantindo ainda o balanceamento da estrutura diamétrica da floresta. Os dados provêm do inventário florestal (censo) realizado em uma Floresta Ombrófila Densa, na Amazônia Ocidental. As árvores medidas pertenciam apenas às espécies comerciais com diâmetro à altura do peito (DAP) acima de 30 cm, sendo obtida ainda sua coordenada geográfica. A partir da análise fitossociológica, definiram-se as espécies passíveis de corte, sendo simuladas nove opções de corte seletivo, considerando o quociente De Liocourt (q) e a área basal (G). Posteriormente, desenvolveu-se um modelo de PLI, tendo o modelo das p -medianas como base, ao qual se incorporaram restrições de corte seletivo por classe de diâmetro e espécie. Além disso, foram utilizados oito tipos de restrições técnicas, gerando, ao todo, 64 combinações de modelos de PLI (cenários). Os resultados demonstram que a *Dipteryx odorata* foi a espécie mais abundante e dominante na floresta. A remoção via corte seletivo explorou, em média, 2,05 árvores/ha. Apenas 36 cenários apresentaram soluções factíveis, sendo 13 infactíveis e 15 sem solução viável após 24 horas de processamento. Concluiu-se que o modelo desenvolvido apresenta potencial na geração de cenários de exploração florestal, mostrando-se essencial no auxílio à tomada de decisão pelos gestores florestais. Além disso, integrar o uso de modelos matemáticos de programação linear inteira com a geração de planos de manejo em florestas inequidistantes torna o projeto sustentado, pois não só atinge uma determinada receita, como busca proporcionar um menor impacto na estrutura da floresta.

Palavras-chave: Quociente de Liocourt. Planejamento florestal. Programação Linear Inteira. Amazônia.

ABSTRACT

The objective of this work was developing mathematical models of integer linear programming (ILP) aiming at minimizing the distance among harvested trees and log landings, and respecting the balance of forest diametric distribution structure. The data derive from the forest inventory (census) realized in the Dense Ombrophilous Forest, western amazon. The only trees measured belonging to commercial species and having the diameter at breast height (DBH) above 30 cm, where also obtained its geographical coordinate. Further, the phytosociological analysis defined the harvestable species and then was simulated nine intensities of harvest by selective cutting, considering the De Liocourt quotient (q) and the basal area (G). Furthermore, a ILP model was developed based on the p-median model, to which were incorporated constraints related to selective cut by diameter class and species. In addition, eight types of technical constraints were used generating a total of 64 ILP model combinations (sceneries). The results showed that the *Dipteryx odorata* was the most abundant and dominant species in the forest. The removal via selective cut explored, in average, 2.05 trees/ha. Only 36 sceneries presented feasible solutions, being 13 unfeasible and 15 with no viable solution after 24 hours of processing. It was concluded that the model developed presents potential in generating forest exploitation sceneries, being essential in aiding the decision making by the forest managers. In addition, integrating the use of integer linear programming mathematical models with the generation of management plans for uneven-aged forests makes the project more sustainable, since it reaches not only a certain recipe, but seeks to provide a smaller impact in the forest structure.

Keywords: Liocourt quotient. Forest planning. Integer Linear Programming. Amazon.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	8
2	OBJETIVOS.....	10
3	DESCRIÇÃO DO PROBLEMA ABORDADO	11
4	REFERENCIAL TEÓRICO	12
4.1	Florestas inequidêneas	13
4.1.1	Floresta amazônica	13
4.2	Manejo florestal sustentável de povoamentos inequidêneos.....	17
4.2.1	Análise da vegetação	24
4.2.2	Regulando a estrutura diamétrica da floresta	27
4.2.3	Exploração florestal.....	31
4.2.4	Legislação ambiental e o manejo florestal	33
4.3	Planejamento florestal.....	37
4.4	Programação matemática	39
4.4.1	Programação linear inteira.....	41
5	MATERIAL E MÉTODOS	42
5.1	Plano operacional anual (POA)	43
5.2	Caracterização da área de manejo florestal	45
5.3	Análise dos dados	47
5.4	Parâmetros fitossociológicos e diversidade biológica	47
5.5	Plano de corte seletivo para florestas inequidêneas	48
5.6	Planejamento operacional de instalação dos pátios	52
5.6.1	Mapeamento dos pátios.....	52
5.6.2	Programação linear inteira	54
5.6.3	Processamento do modelo matemático.....	67
5.7	Mapeamento	67
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
6.1	Fitossociologia	68
6.2	Corte seletivo	71
6.3	Modelo matemático.....	76
7	CONCLUSÃO.....	95
8	RECOMENDAÇÕES	96
	REFERÊNCIAS.....	97
	ANEXOS.....	108

1 INTRODUÇÃO

As florestas inequiâneas, normalmente representadas pelas florestas nativas, apresentam povoamentos em diferentes classes de idade, variando muito de região para região. Além disso, aparentam ser economicamente mais interessantes que as florestas equiâneas (geralmente plantios comerciais), pois apresentam, além de alta qualidade da madeira, alta percentagem de lenho e de madeira (HANEWINKEL; FRUTIG; LEMM, 2014). Neste contexto, a floresta amazônica aparece como sendo de grande importância mundial, pois é a maior floresta tropical úmida, detentora da maior reserva de recursos florestais e da maior diversidade do planeta.

Até a metade do século XX, a floresta amazônica brasileira manteve-se praticamente intacta. Em 1951, a Food and Agriculture Organization (FAO) gerou um relatório afirmando que, na Amazônia, não existia uma exploração florestal como se imaginava, pois a produção de madeira era eventual, concentrada em pouquíssimas espécies, realizada de forma manual e não rentável devido, principalmente, à distância dos centros de produção até o mercado, além das precárias condições de transporte (IORIS, 2008). As poucas serrarias ainda eram mal equipadas e faltavam profissionais treinados, fato que se observa até hoje, tendo havido poucas mudanças ao longo deste período.

Somente a partir de 1989, com a exigência do plano de manejo e de outras instruções, por parte do IBAMA, milhares de hectares da Floresta Amazônica vêm sendo explorados com a utilização de algum sistema silvicultural clássico (HIGUCHI, 1994). Contudo, o que se observa, hoje, é que, apesar de todo o conhecimento em relação à silvicultura e ao manejo florestal, pouco ou quase nada é aplicado na Floresta Amazônica,

principalmente quando se trata de floresta balanceada, que é a relação equilibrada entre os indivíduos presentes entre as classes de diâmetro.

O planejamento florestal, como identificação de atividades integradas ao longo do tempo, é extremamente necessário para atingir os objetivos dentro do manejo florestal. Existem no mercado diversos *softwares* que auxiliam nesse planejamento, como, por exemplo, Planin e Rilsim (que geram parâmetros para análise econômica da produção florestal), Planejo e MFT (que planejam todas as etapas do manejo florestal) e Sisnat e Mata Nativa (sistemas de manejo para florestas nativas), entre outros. No entanto, nenhum desses *softwares* chega a trabalhar mais especificamente com o operacional, de forma otimizada. O Modelflora é uma metodologia que mais se aproxima desse modelo ótimo, pois integra o Sistema de Posicionamento Global (GPS), o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e o Sensoriamento Remoto (SR) para planejar, executar e monitorar as atividades de manejo florestal com maior precisão, porém, não utiliza a programação matemática como método de tomada de decisão.

Atualmente, o uso de programas computacionais desenvolvidos com base em modelos de programação linear vem crescendo no setor florestal, permitindo concentrar maior número de informações na elaboração do plano de manejo em florestas inequiâneas e possibilitando definir quando se deve realizar a operação de corte, o local e a quantidade a ser explorada.

A pesquisa operacional, que no início dos anos 1960 era pouco vista como uma atividade capaz de gerar lucros, vem ganhando espaço e conquistando o seu lugar junto à área de planejamento das empresas. Hoje, diversos executivos utilizam modelos computadorizados, projetados para resolver problemas complexos de decisão, os quais são, muitas vezes, protegidos como domínio das empresas que os desenvolveram (WAGNER, 1986).

Dessa forma, o desenvolvimento de modelos matemáticos, foco deste estudo, é extremamente importante e necessário para que se possa buscar uma resposta ótima para problemas complexos, de difícil solução. Essa busca visa, por exemplo, explorar maiores volumes de madeira e reduzir ao máximo os deslocamentos desnecessários dentro da floresta. Tal procedimento é de grande valia para auxílio em tomadas de decisões e para o planejamento operacional. Porém, o que se observa, para a Amazônia, é que isso se encontra insipiente e no imaginário dos técnicos e dos engenheiros florestais.

Portanto, nota-se que, se forem aplicadas práticas de manejo florestal e a elas forem aliados programas computacionais, as atividades florestais poderão se tornar mais sustentadas e confiáveis, de forma a reduzir os impactos ambientais causados pelas operações de exploração, o que garantirá o direito das futuras gerações de usufruir os recursos e benefícios naturais, presentes nesta geração atual. É nesse contexto que o desenvolvimento científico de tecnologias e ferramentas é capaz de garantir a redução de impactos ambientais e o aumento da produtividade, formando, assim, um grande desafio a ser superado.

2 OBJETIVOS

Este trabalho foi realizado com os objetivos principais de desenvolver modelos matemáticos que atendam ao corte seletivo de uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia ocidental, via programação linear inteira (PLI), e avaliar a viabilidade dessa integração, definindo, de forma otimizada, as árvores a serem exploradas, minimizando o deslocamento no arraste destas até os pátios de estocagem, garantindo o balanceamento da estrutura da floresta. Sendo assim, buscou-se testar, ainda, o uso de restrições

espaciais de adjacência do tipo URM, bem como restrições de capacidade volumétrica de armazenamento dos pátios, número de indivíduos removidos por classe de diâmetro e espécie, volume máximo a ser explorado por grid, número máximo de árvores a serem exploradas por grid, número de pátios e o uso de variável de decisão fixa. Somado a isso, e ao final do processo, o modelo objetiva alocar os pátios de estocagem de madeira de forma ótima.

3 DESCRIÇÃO DO PROBLEMA ABORDADO

Na literatura, existem poucos trabalhos que abordam a otimização de atividades operacionais na região amazônica, principalmente quando se fala em atividades de exploração de impacto reduzido aplicadas ao manejo sustentável de floresta inequívoca. Alguns são encontrados em Brazet, Carnieri e Arce (2004), Gomide, Moura e Mello (2011), Martinhago (2012) e Fernandes et al. (2013).

O problema mais relevante no processo de exploração florestal na Amazônia está relacionado à localização ótima dos pátios de estocagem de madeira, bem como à seleção das árvores a serem abatidas. Na prática, observa-se que os planos de manejo em execução podem superdimensionar a construção de pátios de estocagem de madeira e alocá-los em áreas com baixo potencial madeireiro, levando à abertura desnecessária de ramais e de estradas, promovendo danos à vegetação remanescente. Outro item recorrente é a seleção dos indivíduos a serem explorados, a qual não busca balancear a estrutura diamétrica da floresta.

Um planejamento mal realizado gera aumento nos custos de exploração, construção e manutenção das estradas, além de danificar a vegetação remanescente com maior intensidade, sem que haja necessidade, comprometendo o estoque de madeira futura e a sustentabilidade da

produção. Contudo, existem modelos matemáticos concebidos com o propósito de mitigar problemas desta natureza.

O planejamento do arraste das árvores para os pátios de estocagem de madeira pode ser resolvido a partir do problema da P-Mediana, cuja característica é minimizar o valor da função objetivo, representada pelo deslocamento linear combinatório entre árvores e pátios. Esse modelo, por sua vez, pode ser customizado, sendo introduzidas restrições capazes de atender à realidade operacional demandada nos PMFS, como, por exemplo, intensidade de corte; definição do número de pátios, apresentando capacidade ou não de estocagem; densidade de indivíduos/espécie/classe de diâmetro a serem explorados e controle espacial da exploração, evitando grandes clareiras na floresta, entre outros.

Contudo, é necessário que sejam desenvolvidos diferentes modelos matemáticos que auxiliem no planejamento das atividades florestais e que possam ser utilizados em variadas combinações, a fim de atender à realidade do local de trabalho.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

Apesar de as florestas sempre terem definido o modo de vida da sociedade e contribuído para a manutenção das características biológicas e climáticas do planeta, nos últimos dez mil anos ocorreram grandes intervenções em todas as grandes florestas do globo, devido ao surgimento da agricultura, ao uso extensivo do fogo e ao pastoreio e das atividades mineradoras e industriais (FUJIHARA et al., 2009). Segundo estes autores, a expansão populacional das cidades, que deve se manter no futuro próximo, tende a acelerar o processo de redução das áreas verdes para aumentar as áreas agrícolas e a ampliação das cidades.

4.1 Florestas inequiâneas

As florestas inequiâneas são aquelas que apresentam povoamentos em diferentes classes de idade. Normalmente, este tipo de floresta é representado pelas florestas nativas e variam muito de região para região, ou seja, uma floresta inequiânea tropical, por exemplo, é bem diferente de uma floresta inequiânea temperada. Quando comparadas às florestas equiâneas (geralmente plantios comerciais), as florestas inequiâneas aparentam ser economicamente mais interessantes, pois apresentam, além de alta qualidade da madeira, alta percentagem de lenho e de madeira (HANEWINKEL; FRUTIG; LEMM, 2014).

Nas florestas tropicais, observa-se que, apesar da alta riqueza de espécies arbóreas, poucos indivíduos de maior dimensão são removidos. Segundo Lindenmayer et al.(2011), geralmente, não são exploradas as espécies raras, assim como as que apresentam propriedades da madeira com qualidade inferior à desejada, sendo estas classificadas, pelas indústrias, como espécies de menor potencial madeireiro. Fimbel, Grajal e Robinson (2001) afirmam que, apesar de o corte ser seletivo, as operações de exploração madeireira nos trópicos podem causar perdas significativas de 10% a 80% da cobertura do dossel, promovendo alta mortalidade das árvores não exploradas.

No contexto de regiões tropicais, a Amazônia, como maior floresta tropical úmida do planeta, merece especial atenção. Este bioma apresenta grande importância mundial, por ser a maior reserva de recursos florestais e ter a maior biodiversidade do planeta (PINTO et al., 2002).

4.1.1 Floresta amazônica

O Bioma Amazônia estende-se por nove países da América do Sul, totalizando uma área de 6,4 milhões de quilômetros quadrados (Figura 1).

Desse total, o Brasil abriga 63%, ou 4 milhões de quilômetros quadrados. Os 37% restantes (2,4 milhões de quilômetros quadrados) se distribuem entre Peru (10%), Colômbia (7%), Bolívia (6%), Venezuela (6%), Guiana (3%), Suriname (2%), Equador (1,5%) e Guiana Francesa (1,5%) (PEREIRA et al., 2010).



Figura 1 Bioma amazônico em extensão, envolvendo os países da América do Sul.

Fonte: World Atlas (2003).

Cortada pelo rio Amazonas e seus afluentes, a floresta amazônica representa a maior rede fluvial do planeta e responde por, aproximadamente, 20% do total de água doce que é despejada nos oceanos. Devido à sua posição nos trópicos, está sujeita às intensas trocas de energia entre a superfície continental e a atmosfera. Portanto,

mudanças nos ecossistemas amazônicos podem provocar impactos na circulação atmosférica, no transporte de umidade da região e para ela mesma, e, conseqüentemente, no ciclo hidrológico, não apenas sobre a América do Sul, mas em outras partes do mundo. A precipitação média anual na bacia amazônica é próxima de 2.300 mm, existindo regiões com precipitação superior a 3.000 mm no oeste, no noroeste e no litoral norte da Amazônia (CORREIA et al., 2007).

A floresta amazônica brasileira manteve-se praticamente intacta até a metade do século XX. Nenhuma atividade extrativista (madeira, borracha, castanha e cacau, entre outras) teve caráter duradouro e os rios eram a única forma de acesso ao interior da selva. Com os governos militares se revezando no poder, durante o período de 1964 a 1985, desencadeou-se o processo de desmatamento por meio do incentivo a grandes projetos agropecuários e a colonização, além da construção de obras de grande impacto, como rodovias e hidrelétricas, para atrair investimentos e gerar progresso (FUJIHARA et al., 2009). Até 2009, segundo Pereira et al. (2010), aproximadamente 15% da cobertura vegetal da Amazônia Legal (Bioma Amazônia, áreas de cerrado e campos naturais) foram desmatados. Contudo, graças às políticas do governo, como o Plano Nacional de Combate ao Desmatamento da Amazônia (PPCDAM), criado em 2004 (BRASIL, 2004) e o Plano Nacional de Mudanças Climáticas, o ritmo desse desmatamento vem reduzindo (Figura 2).

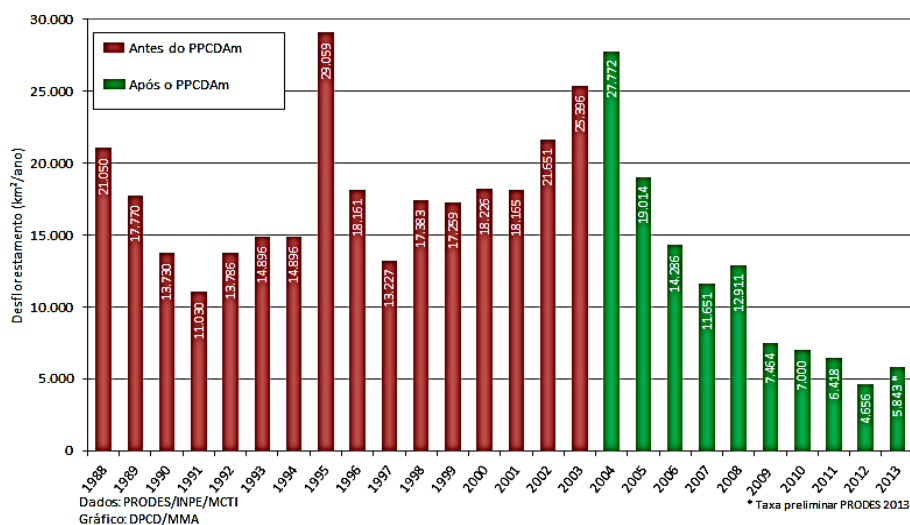


Figura 2 Série histórica do desmatamento na Amazônia, mostrando o decréscimo do desmatamento a partir de 2004, tendendo a um padrão de estabilização.

Fonte: Brasil (2013)

O declínio dos estoques de madeira comercial em diferentes pontos do país, a abertura de estradas, as terras oferecidas pelos proprietários descontentes com o solo inadequado para alguns cultivos agrícolas e as “terras de ninguém” fizeram com que a exploração madeireira se transformasse na atividade de maior crescimento na Amazônia (FUJIHARA et al., 2009). Como, para todo e qualquer ecossistema existente, há um limite (*threshold*) além do qual será impossível recuperá-lo, para alguns cientistas este limite é a perda de 30% a 40% de seu território, e eles temem que, com isso, a Amazônia passe à condição de savana (VERÍSSIMO, 2009).

Segundo Fujihara et al. (2009), o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) considera como sendo dois os tipos predominantes de desmatamento na região: o corte raso (frequentemente empregado durante as décadas de 1980 e 1990), com a remoção completa da cobertura florestal,

geralmente realizado com motosserras, durante a estação seca, deixando no solo resto de biomassa que é queimada para a formação de pastagens com gramíneas exóticas, e a degradação progressiva, que se inicia com o corte seletivo das madeiras mais nobres, seguidas daquelas destinadas à construção civil e, finalmente, com a derrubada das árvores remanescentes, de madeira mais leve, destinada à produção de compensados e placas e para queima como lenha. A vegetação rasteira e as arvoretas são totalmente eliminadas, no estágio seguinte, restando apenas poucas árvores frondosas. Em seguida, plantam-se gramíneas para a formação dos pastos e, após um ano, o gado pode entrar na floresta.

A geração de empregos pela indústria madeireira da Amazônia Legal é tão significativa que uma equipe peculiar de extração madeireira, composta por 16 pessoas (3 motosserristas, 3 ajudantes de motosserristas, 2 tratoristas, 2 ajudantes de tratoristas, 1 cozinheiro, 1 gerente de extração, 1 operador de carregadeira e 3 motoristas de caminhão) explora 10 mil m³ de madeira em tora, por ano, na Amazônia (LENTINI et al., 2005). Em média, cada emprego direto deste setor madeireiro gera 2,06 empregos indiretos e estima-se que, no ano 2009, tenham sido gerados cerca de 140 mil empregos pela indústria madeireira da Amazônia Legal, naquele ano (PEREIRA et al., 2010).

Devido à intensa exploração realizada na Amazônia, faz-se necessário o uso de técnicas de manejo florestal para que se possa obter maior produtividade, sem causar maiores danos ou impactos ao ambiente.

4.2 Manejo florestal sustentável de povoados inequívocos

Dado que as florestas cobrem um terço do globo terrestre e desempenham papéis críticos no sistema terra, biomas terrestres e economia humana, é imperativo que, constantemente, melhoremos nossa abordagem da ciência e da prática de manejo florestal (REICH, 2009). Este manejo reduz os

impactos ecológicos da exploração e aumenta a capacidade de regeneração da floresta, possibilita ciclos de corte bem menores em comparação às práticas predatórias, reduz incidência de acidentes de trabalho e melhora a rentabilidade do setor florestal (VERÍSSIMO, 2009).

Segundo Scolforo (1998), o Manejo Florestal, de forma geral, centra-se no conceito da utilização sustentada dos recursos florestais, garantindo que pelo menos os mesmos benefícios da geração presente possam ser usufruídos pelas gerações futuras. Este mesmo autor salienta, ainda, que tal terminologia pode ser abordada em dois enfoques. O Manejo Florestal é visto como uma prática em que o objetivo maior é aumentar a qualidade, a dimensão e, se possível, a quantidade do produto final, observando, em cada uma das fases, a viabilidade sócio-econômica e ambiental do processo produtivo. O outro enfoque considera o Manejo Florestal como sendo um processo de tomada de decisão. Neste contexto, é necessária uma visão global do planejamento florestal pelo gestor florestal, utilizando-se, para isso, modelos matemáticos que possibilitem a previsão da produção, assim como gerenciar todas estas informações por meio de planos de manejos, sendo a otimização a tônica do processo.

A partir de 1990, com o ganho de importância da floresta no processo de desenvolvimento, o manejo sustentável adquiriu maior consistência, de forma que seu valor deixou de ser apenas ambiental, mas também econômico, social e cultural. Com isso, vários países se propuseram a definir indicadores e critérios para o manejo sustentável das florestas (FUJIHARA et al., 2009). Segundo o mesmo autor, especialistas reconhecem que há muito ainda para evoluir, com investimentos na coleta e na divulgação de dados para embasar o planejamento e as tomadas de decisão.

O chamado “manejo florestal de exploração de impacto reduzido” favorece a qualidade dos serviços, pois, além de retirar menor quantidade de madeira da floresta, a derrubada das árvores se dá de forma orientada a não

prejudicar os indivíduos no seu entorno. Nele há um menor impacto nas operações de transporte e, após a colheita, deve ser realizado um trabalho de monitoramento que visa à regeneração da vegetação da área objeto de extração (FUJIHARA et al., 2009). Azevedo (2006) concorda que a exploração de impacto reduzido é importante, porém, afirma que esta técnica não necessariamente estimula o crescimento, podendo levar a ciclos de corte maiores.

No entanto, ao longo de sua história, o setor florestal da Amazônia tem se desenvolvido com poucos investimentos em capacitação, o que faz com que a escassez de profissionais capacitados seja um desafio crítico à expansão do manejo florestal (PEREIRA et al., 2010).

A exploração madeireira na Amazônia, em sua maior parte, é feita de forma não manejada, o que justifica os impactos severos que são gerados na estrutura da floresta e a propensão a incêndios. Tal cenário vem sendo mudado, uma vez que, no ano 2000, a área manejada era de menos de 1 milhão de hectares e, em 2008, a área ocupada por manejo florestal já superava 7 milhões de hectares, dos quais 2,4 milhões eram de florestas certificadas pelo Conselho de Manejo Florestal (FSC), o sistema de certificação mais importante do mundo (VERÍSSIMO, 2009).

A exploração e o transporte são fatores determinantes para o manejo florestal, pois, se mal realizados, causam efeitos negativos na regeneração natural e na estrutura remanescente da floresta (SCOLFORO, 1998). Segundo Veríssimo et al. (1992), na região de Paragominas, PA, em média, são exploradas 6,4 plantas/ha (38m³/ha). Os danos quantificados para este caso são de 148 árvores/ha com DAP>10 cm, correspondendo a uma área basal de 6,4 m²/ha e volume de 62m³/ha, o que representa 27 árvores danificadas para cada árvore extraída (1,9 m³ danificado para cada 1,0 m³ extraído); 39 m de estrada construída para cada árvore extraída; 218 m² de estrada e pátio construídos para

cada árvore extraída e 662 m² de clareira por queda da árvore a ser utilizada. Em condições naturais, este último valor encontra-se entre 150 e 300 m².

Segundo Pereira et al. (2010), geralmente, a madeira é explorada de forma seletiva, extraindo-se de 3 a 7 árvores por hectare, e abrindo pequenas clareiras, as quais são difíceis de detectar via imagens de satélite. O Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON) utiliza, desde 2006, um sistema de monitoramento da exploração madeireira a partir de um índice gerado no processamento de imagens de satélite do tipo Landsat 5. Com isso, é possível avaliar a conformidade da exploração madeireira com a legislação florestal, identificar ocorrência de exploração ilegal em áreas protegidas, assim como identificar se o plano de manejo foi aprovado em área desmatada ou já explorada.

O Instituto Floresta Tropical (IFT) (2012a) faz algumas recomendações indispensáveis para as associações de moradores e produtores, as quais devem ser discutidas antes de formalizar um contrato de exploração florestal legal e justo com as empresas, obedecendo à legislação ambiental e tornando a atividade economicamente rentável para as comunidades. Dentre as recomendações, podem-se citar: conhecer o potencial da floresta; ter em dia as documentações legais; definição clara do objeto do contrato a ser explorado; indicar um representante da comunidade para acompanhar o trabalho realizado pela empresa; transparência da empresa e direitos costumários; avaliação da exploração por um auditor florestal independente; benefícios econômicos claros no contrato; garantir o menor dano à floresta; etc.

Na região conhecida como Vale do Rio Jari, entre os estados do Pará e do Amapá, desenvolve-se, desde 2003, um projeto florestal que se tornou referência, em termos de manejo sustentável, por adotar a chamada colheita florestal de baixo impacto, com a retirada das árvores em ciclos de trinta anos, com a máxima eficiência e segurança e com o menor impacto ambiental possível, de acordo com

o planejamento das atividades. Após o inventário florestal, que é o conjunto de informações coletadas no campo – espécie, altura, diâmetro, localização, entre outras –, a exploração é realizada, de forma a retirar apenas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) mínimo de 50 cm, obedecendo aos limites legais de 30 m³ por hectare e utilizando técnicas adequadas que possibilitam o controle da direção da queda, reduzindo eventuais danos às espécies próximas. O corte é feito rente ao solo, para maior aproveitamento do fuste e, em seguida, as toras são transportadas até os pátios de estocagem, por meio do arraste com equipamentos que percorrem trilhas previamente demarcadas, causando o menor impacto possível à mata e reduzindo os custos da operação. Em seguida, as áreas exploradas são monitoradas para acompanhar a dinâmica de desenvolvimento da floresta após a extração (FUJIHARA et al., 2009).

A construção dos pátios é uma etapa extremamente importante do processo de planejamento. Deve ser realizada de forma a facilitar o arraste das toras de madeira e não exceder o número ótimo, considerado o número total de árvores a serem exploradas, assim como suas dimensões médias (comprimento e diâmetro) e área de circulação de máquinas, pois, se estes não forem bem planejados, causam danos ao povoamento e geram altos custos desnecessários. Geralmente, o tamanho do pátio é de 20 x 25 m, com área útil de 500 m². No Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora), os pátios são alocados ao longo das estradas, em locais planos e bem drenados, fora de zonas restritas, onde existem poucas árvores de grande porte e, se possível, em locais de clareira natural (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2008).

Quanto ao arraste das árvores, a legislação em vigor sugere que sejam feitos, no máximo, 15 arrastes por trilha, ou seja, não se deve arrastar mais que quinze árvores pelo mesmo caminho.

Holmes et al. (2004) compararam, em 1996, os custos e os benefícios da exploração manejada ou de impacto reduzido (EIR) e da convencional (EC). Os

resultados obtidos demonstraram que, para os dois tipos de exploração, gerando o mesmo volume de madeira, o custo da exploração manejada foi, aproximadamente, 12% menor, com rentabilidade média 19% superior a não manejada. A EIR também foi 39% maior, em produtividade das operações de arraste e de pátio e causava 50% menos danos às árvores comercialmente valiosas remanescentes (a cada 100 árvores exploradas, na EC eram afetadas 34 árvores, ao passo que, na EIR, eram afetadas 16 árvores).

Ainda nos estudos de Holmes et al. (2004), foi observado que a proporção de terreno afetado por árvore derrubada, por causa da ação de máquinas pesadas na área manejada, foi 37% menor que na área de exploração convencional, sendo que, na EIR, 5% da floresta foram afetados e, na EC, foram 10%. Segundo o IFT (2012b), quanto melhor e mais planejada for a exploração, espera-se que haja menores impactos em relação à área total aberta por máquinas pesadas (estradas secundárias, pátios de estocagem e ramais de arraste), mas também que haja menor área de solo mineral exposto nas infraestruturas construídas para serem temporárias, como os ramais de arraste. Na área de EIR, menos de 10% das trilhas de arraste causaram a exposição de solos férteis, enquanto 100% das trilhas das áreas de manejo convencional deixaram o solo completamente exposto.

A forma de arraste utilizada por aproximadamente 68% dos extratores de madeira, no ano de 2009, segundo Pereira et al. (2010), foi o arraste por tratores florestais *skidder* (específico para o arraste florestal, com melhor desempenho e produtividade e que provoca menos impacto ao solo e às árvores remanescentes que o trator de esteira e o agrícola adaptado). As operações de corte, traçamento, arraste e carregamento das toras em caminhões, neste mesmo ano, custaram, em média, R\$ 61,69/m³, o equivalente a US\$ 31/ m³. Além disso, a madeira em tora foi transportada, em média, por 117 km, entre as florestas

exploradas e as indústrias processadoras, sendo que, onde o transporte fluvial predominava, a distância era maior, chegando a 400 km.

Segundo Smeraldi (2009), apenas 30% do total de madeira advinda da atividade madeireira são aproveitados e o restante, que poderia ser fonte de energia como biomassa e abastecer, de forma eficiente e descentralizada, tanto a indústria quanto as cidades e os assentamentos rurais, é desperdiçado. Holmes et al. (2004) observaram que, na floresta, as atividades de EIR desperdiçaram 7,6% do total de madeira explorada, reduzindo o volume de madeira desperdiçada em 4,13 m³/ha, ou 78%, comparadas às atividades EC (25% do volume total explorado).

Para o IFT (2012b), dentre todos os fatores que contribuíram para os desperdícios da exploração, o traçamento de toras foi o mais significativo, seguido de toras esquecidas nos pátios de estocagem, abandono de toras na floresta por apresentarem rachaduras, tocos da exploração muito altos e toras não encontradas pelas equipes de arraste. Portanto, as barreiras à adoção do manejo florestal não eram somente econômicas, mas em partes técnicas, além da falta de compreensão dos empresários florestais com relação aos benefícios do manejo.

Pensando nisso, Figueiredo, Braz e D'Oliveira (2008), vendo a necessidade de melhoria no planejamento florestal da Amazônia, propuseram o Modeflora. Neste modelo, a precisão das informações de campo, via sistema de posicionamento global (GPS) e sensoriamento remoto, aliada a um sistema de informações geográficas (SIG), torna possível a aplicação do conceito de manejo de precisão em florestas naturais tropicais. O modelo apresenta a formação topográfica local em três dimensões, permitindo realizar um planejamento muito mais adequado das estradas florestais, das trilhas de arraste e de pátios, dando prioridade à redução de impactos ambientais, à otimização de fatores econômicos e à segurança no trabalho.

Para o levantamento de danos e desperdícios citados anteriormente, são necessárias três pessoas na equipe, um técnico e dois ajudantes. A produtividade média obtida é de 1,25 ha por hora, e um talhão regular de 100 ha pode ser feito em 10 dias de trabalho da equipe, trabalhando 8 horas por dia. Na entressafra madeireira, este é um bom uso para os trabalhadores da exploração. Tal estudo, recomenda o IFT, deve ser feito dois anos após a exploração, de forma a serem visíveis a mortalidade e a recuperação de árvores remanescentes (IFT, 2012b).

Com a perpetuidade da floresta garantida, pode-se pensar no seu manejo otimizando a produção (desbastes somados ao volume do corte final). Tal estratégia requer a aplicação de técnicas de desbaste, variando em intensidade e épocas, de acordo com as características locais. Como, no mercado, as árvores de maior diâmetro são as que alcançam maiores valores, é necessário que se considerem a dimensão e a qualidade das árvores a serem abatidas (FUJIHARA et al., 2009).

4.2.1 Análise da vegetação

A dinâmica estrutural da vegetação arbórea sempre se apresenta em processo de mudanças, refletindo na fisionomia e na composição florística, até que a floresta atinja o estado clímax. Ainda assim, ocorrências de morte de árvores, seja por causas naturais ou não, implicarão em mudanças na floresta, mesmo que em menor proporção (SCOLFORO, 1998). Segundo o mesmo autor, a análise estrutural da vegetação é uma maneira de detectar o estágio em que uma floresta se encontra e as alterações que esta sofre, de tal modo que possam ser observados os aspectos que envolvem as espécies, quando consideradas isoladamente e as interações relativas aos indivíduos que compõem a comunidade florestal.

O ramo da Ecologia Florestal que estuda a associação de espécies vegetais na comunidade é a fitossociologia que, para Martins (1989), compreende o estudo das inter-relações entre espécies vegetais dentro da comunidade vegetal, no espaço e no tempo, englobando o estudo quantitativo da composição, da estrutura, do funcionamento, da dinâmica, da história, da distribuição e das relações ambientais da comunidade vegetal.

A composição florística indica o conjunto de espécies que compõem a floresta, relacionando as que ocorrem nela, com seu respectivo nome vulgar, científico e família (SCHNEIDER, 2008). A estrutura horizontal da floresta indica a participação de cada espécie na comunidade em relação às outras e a maneira como se distribuem espacialmente na área.

Silva, Matos e Ferreira (2008), avaliando a composição florística e a fitossociologia de espécies arbóreas do parque fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental, no Distrito Agropecuário da Suframa (DAS), Manaus, AM, registraram 240 indivíduos com $DAP \geq 20$ cm, distribuídos em 100 espécies pertencentes a 29 famílias, as quais representavam 67% da riqueza local de espécies e 75,8% do número de indivíduos. Utilizando o índice de diversidade de Shannon, encontraram um valor de $2,71 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$, considerado baixo, mas, segundo eles, deve-se tomar cuidado com tal consideração, visto que o DAP mínimo adotado pode ter restringido a identificação de outras espécies.

Um baixo conhecimento sobre a composição florística da Amazônia é observado no meio científico, considerando a grandeza do local. Não se sabe ainda quantas espécies arbóreas ocorrem na Amazônia e como muitas delas foram registradas, bem como sua distribuição e as regiões ou os tipos de floresta em que são raros ou comuns (STEEGE et al., 2013). Porém, segundo estes autores, estima-se que existam cerca de $3,9 \times 10^{11}$ árvores na Amazônia, com densidade média de 565 árvores/ha e distribuídas em cerca de 16.000 espécies,

dentre as quais somente 227 (1,4%) são responsáveis por mais da metade de todas as árvores existentes na Amazônia. Tais espécies são consideradas hiperdominantes, sendo a maioria especialista de hábitat e apenas dominante em um ou dois tipos de florestas.

Conhecer a organização estrutural das populações de espécies arbustivo-arbóreas por meio de estudos fitossociológicos é básico para que se possam definir estratégias de manejo e de conservação de remanescentes florestais e de restauração florestal em áreas degradadas (PINTO et al., 2007).

Francez et al. (2013) avaliaram as mudanças ocorridas na composição florística de uma floresta de terra firme na região de Paragominas, PA, considerando duas intensidades de exploração de impacto reduzido: uma com a retirada apenas dos fustes das árvores comerciais e a outra, com a retirada dos fustes das árvores comerciais mais a retirada dos resíduos lenhosos para produção de lenha e carvão. Após a exploração (média de 4,33 árvores/ha, num total de 17 espécies comerciais), observou-se que a composição florística e a diversidade apresentaram pequenas alterações, não mostrando significância entre os tratamentos. Concluíram, então, que, com a baixa intensidade de exploração e, mesmo, com a retirada dos resíduos, a floresta deve manter suas características ainda depois da exploração, apresentando-se, no entanto, menos rica em estoque adulto.

Em estudo realizado por Oliveira et al. (2005) discutiram-se as mudanças ocorridas na composição florística e na diversidade de espécies, na Floresta Nacional do Tapajós, durante 22 anos de monitoramento, com cinco medições. Os autores observaram que, com o passar do tempo, a abertura do dossel estimulou o ingresso de novas espécies no povoamento, de modo que, depois de 21 anos da exploração e 9 após os desbastes, houve um aumento no número de espécies em relação à primeira medição, indicando que as intervenções realizadas foram positivas para a riqueza de espécies.

A definição da distribuição espacial das espécies que compõem uma floresta nativa é uma informação extremamente importante para balizar o manejador ao definir critérios de seleção das espécies a serem removidas da população (SCOLFORO, 1998). O mesmo autor reforça que o conhecimento desse tema, associado com a análise estrutural da floresta, particularmente a densidade, aliado a informações como a estrutura balanceada da floresta remanescente, pode viabilizar a elaboração e a execução de planos de manejo que tenham compromisso com a sustentabilidade da floresta.

4.2.2 Regulando a estrutura diamétrica da floresta

Uma floresta balanceada consiste na relação equilibrada entre os indivíduos presentes entre as classes de diâmetro, e as menores classes irão fornecer indivíduos para as maiores classes, garantindo a sustentabilidade. Há tempos, tal conceito vem sendo bastante discutido (MEYER, 1952; ADAMS; EK, 1974; DAVIS; JOHNSON, 1987; SHULTE; BUONGIORNO, 1998; HITIMANA; KIYIAPI; NJUNGE, 2004).

A sustentabilidade é um conceito e um conjunto de práticas que vêm sendo construídos em conjunto por indivíduos e instituições do mundo inteiro, visando à sobrevivência de todos (ALMEIDA, 2002). Tal autor enfatiza que, para ser sustentável, uma empresa, ou empreendimento, tem que buscar, em todas as suas ações e decisões, em todos os seus processos e produtos, a ecoeficiência, ou seja, produzir mais utilizando menos recursos.

A sustentabilidade ambiental é considerada como sendo a capacidade do ambiente em prover recursos para a produção e o funcionamento equilibrado do ecossistema, satisfazendo aos anseios das comunidades local, regional, nacional e internacional (BARROS, 2009).

Devido à complexidade e à fragilidade das florestas naturais, a garantia da sustentabilidade de sistemas de manejo florestal é dificultada, uma vez que uma série de fatores ainda não é completamente compreendida pelos pesquisadores. A influência do solo na vegetação, as taxas de mortalidade e de recrutamento da flora, a regeneração das espécies madeireiras de interesse, bem como a análise econômica e social, são fatores de grande relevância em qualquer plano de manejo florestal, aumentando a possibilidade de sucesso desta prática.

Segundo Scolforo (1998), o corte seletivo é uma das opções para manejar uma floresta nativa, desde que conjugue ações para a condução da regeneração natural, estabeleçam-se critérios de remoção das árvores da floresta e definam-se critérios de colheita que impactem o menos possível a população remanescente. Para viabilizar esta prática, o inventário florestal deve ser executado de modo que sua amostragem seja eficiente, coletando dados que tenham alta representatividade dos parâmetros de interesse da população, tais como volume, área basal, número de indivíduos, qualidade do fuste destes indivíduos, identificação dendrológica, aspectos fitossanitários, acesso a área e, por fim, a altura comercial. Com tais dados faz-se a análise estrutural da floresta (horizontal e vertical).

Para quantificar os indivíduos em diferentes classes, inicialmente, é definido o intervalo das classes de diâmetro e são distribuídos os indivíduos nestas diferentes classes, obtendo-se, assim, a frequência observada. Como nem toda distribuição diamétrica em J invertido decresce em progressão geométrica constante, ou seja, a estrutura diamétrica balanceada é mais uma exceção do que uma regra, ajusta-se uma função de distribuição como a função de Meyer ou Weibull, a qual irá estimar a frequência com base no centro da classe de diâmetro. Com a função de distribuição diamétrica ajustada, é possível conhecer a frequência estimada da população, por meio da qual se pode obter o quociente

De Liocourt (q), a partir do qual foi desenvolvido o conceito de floresta balanceada.

O quociente (q) representa a razão constante entre as classes e é de fundamental importância por interferir no número de indivíduos por classe diamétrica, sendo utilizado juntamente com a área basal e o diâmetro máximo no ajuste da função de Meyer, para encontrar os novos parâmetros das funções das diferentes alternativas de manejo. Qualquer alteração no valor de q resulta em mudança na estrutura da floresta. O valor de q interfere na inclinação da curva de remoção, de forma que, se o novo valor do quociente (q) for menor que o valor original, então, mais indivíduos serão removidos nas menores classes diamétricas. Já, se o novo quociente for maior que o original, haverá remoção de um maior número de plantas de maior dimensão, considerando, nestas duas situações, a remoção de uma mesma área basal.

Quando a razão do quociente (q) em florestas naturais se mantém constante, indica que há equilíbrio no balanço entre mortalidade e recrutamento, levando à conclusão de que a floresta está balanceada (SCOLFORO, 1998). Por outro lado, quanto menor for a área basal remanescente desejada, mais árvores serão removidas da população para um mesmo quociente (q) e diâmetro máximo. Já em relação ao diâmetro máximo desejado para efetuar a colheita na floresta remanescente, Scolforo (1998) considera que quanto menor o seu valor, maior é a retirada de árvores da população.

A combinação do inventário florestal por espécie, por classe diamétrica e a análise estrutural pode gerar os planos de manejo. Para tanto, adotam-se algumas restrições, como: no plano de manejo gerado só podem ser removidas espécies com densidade relativa maior ou igual a 1%; para a Amazônia, deve-se manter pelo menos 10% do número de árvores, por espécie, na área de efetiva exploração da unidade de produção anual, que atendam aos critérios de seleção para corte indicados no PMFS, respeitado o limite mínimo de manutenção de 3

árvores por espécie por 100 ha; também não devem ser exploradas as árvores proibidas de corte e as espécies raras ($DR < 1$), ao passo que as que forem encontradas mortas devem ser retiradas da floresta. Por fim, as classes diamétricas que apresentam déficit de árvores não podem sofrer qualquer remoção, conforme recomenda Scolforo (1998).

Com os parâmetros definidos, encontra-se a frequência remanescente para cada classe de diâmetro, que será subtraída da frequência observada para obter a frequência de remoção. Em seguida, pode-se definir a frequência de remoção por espécie em cada classe, garantindo, assim, a sustentabilidade.

Souza e Souza (2005) aplicaram o método BDq em uma Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme, na Amazônia, visando obter uma estrutura diamétrica balanceada. Este método de seleção é o mesmo descrito anteriormente, o qual leva em consideração a área basal remanescente (B), o diâmetro máximo (D) e a constante de De Liocourt (q). Concluíram os autores que a condução da floresta a uma estrutura balanceada ao longo do ciclo de corte, com o aproveitamento contínuo dos produtos florestais madeireiros, somente será possível a partir da remoção periódica das árvores nas menores classes diamétricas.

Em um estudo realizado em Porto Grande, AP, testaram-se combinações de BDq para cinco espécies arbóreas comerciais (SOUZA et al., 2013), tendo sido observado que, respeitado o diâmetro máximo que se deseja explorar, um q de 1,5 sugere a remoção de indivíduos nas quatro primeiras classes, o que torna as classes aptas para o manejo, menos exploradas. Sendo assim, os autores afirmam que é mais viável utilizar um $q > 2$, por valorizar a regeneração e explorar um maior número de indivíduos nas classes aptas ao manejo.

Complementarmente, observam-se diversos trabalhos acerca do método BDq e floresta balanceada, conforme observado em O'Hara (2005), Paula et al. (2009), Braz (2012) e Kerr (2014).

4.2.3 Exploração florestal

A atividade de exploração florestal, quando praticada de forma inapropriada, causa grandes impactos econômicos e ecológicos nas florestas, o que leva à redução dos estoques remanescentes de madeira (ROCHA et al., 2007). Pinto et al. (2002) verificaram que, na Amazônia Ocidental, os danos causados pelas operações de colheita florestal totalizaram 30% do total, dos quais 7% foram causados pelas operações de corte, 3% pelas operações de extração das toras, 4% por árvores mortas, 6,6% pela abertura de trilhas de arraste e 9,4% pela abertura de clareiras.

O rendimento das atividades de exploração pode variar conforme o potencial da floresta, o treinamento da equipe de campo, o tipo e a quantidade das máquinas, entre outros fatores. Segundo o estudo de Braz (2010), a operação de arraste com skidder, em área de floresta com relevo predominantemente suave ondulado, tem rendimento de 15,02 ha/dia, sendo que a abertura de estradas apresenta o maior rendimento (40 ha/dia) e a construção de pátios de estocagem, o menor rendimento (0,15 ha/dia).

Segundo Barreto et al. (1998), mais de 90% do custo de uma exploração planejada, na Amazônia Oriental, são referentes ao mapeamento das árvores, ao corte de cipós e ao planejamento das operações de corte e arraste das toras de madeira. No entanto, o lucro da exploração manejada, devido à maior produtividade do trabalho e à redução do desperdício de madeira, foi duas vezes maior que os custos do planejamento da exploração, além de ocasionar benefícios a longo prazo, visto que reduz os danos às árvores remanescentes.

Para se estabelecer um sistema de exploração adequado, Rocha et al. (2007) afirmam que são envolvidas inúmeras atividades, tais como a delimitação da área a ser explorada, a realização do inventário florestal pré-exploratório, o processamento dos dados e a confecção dos mapas, a abertura de estradas, a

derrubada das árvores, a extração da madeira e o transporte (carregamento e descarregamento), observando sempre o custo/benefício de cada uma dessas atividades.

O levantamento de árvores para o manejo florestal realizado com GPS e um Sistema de Informações Geográficas (SIG), quando aliado com o censo (inventário 100%) realizado na área, permite múltiplas aplicações de análise e um significativo incremento na qualidade do planejamento florestal (FIGUEIREDO; BRAZ; D'OLIVEIRA, 2008).

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) é uma ferramenta cada vez mais utilizada nos processos de planejamento econômico, territorial e ambiental. Segundo Machado e Lopes (2008), é um sistema que tem a maior capacidade de processamento e análise de dados espaciais, concebido para prover a captura, o gerenciamento, a manipulação, a análise, a modelagem e a visualização de dados espacialmente referenciados para a solução de problemas complexos em planejamento e gerência. Contudo, o SIG é capaz de manipular dados de diversas fontes, como mapas, imagens de satélites e cadastros, possibilitando a recuperação e a combinação de informações para efetuar os mais diversos tipos de análise sobre os dados.

Na colheita florestal, essa ferramenta pode ser de grande utilidade. Machado e Lopes (2008) ressaltam que, com o SIG, é possível resolver problemas geográficos baseados em informações de mapas digitais, associados a uma base de atributos, podendo ser conectado a ferramentas de planejamento e manejo florestal. Além disso, é eficiente na solução de problemas que envolvem alocação de equipamentos e recursos, construção e manutenção de estradas, determinação de rota ótima de transporte, delimitação de áreas de fauna, monitoramento de estágios de sucessão da floresta, manejo de floresta, etc.

Em um sistema de informações geográficas, é perfeitamente possível o posicionamento preciso dos dados espaciais, permitindo ao analista relacionar a

variação dos fatores envolvidos na produção com a sua localização espacial no campo (RIBEIRO, 2008). Esta ferramenta permite trabalhar com sobreposição de cartas temáticas, tais como o tipo de solo, a categoria de declividade e a tipologia da vegetação presente em uma determinada área. Com isso, pode-se realizar um planejamento detalhado, visando uma colheita de baixo impacto, determinando a melhor sequência para a retirada das árvores abatidas, levando em consideração fatores como definição de trilhas de arraste, localização de pátios de estocagem e construção de estradas primárias e secundárias, dentre outros.

4.2.4 Legislação ambiental e o manejo florestal

Alguns termos são muito utilizados no setor florestal e são fundamentais para o entendimento do processo de manejo florestal, que somente poderá ser implementado caso sejam seguidas estas instruções. Define-se como sendo área de manejo florestal (AMF) o conjunto de unidades de manejo florestal que compõem o PMFS, contíguas ou não, localizadas em um único estado. Tal unidade de manejo florestal (UMF) é entendida como a área do imóvel rural a ser utilizada no manejo florestal. A subdivisão da AMF destinada a ser explorada em um ano é definida como unidade de produção anual (UPA) e esta, por sua vez, pode ser subdividida em unidades de trabalho (UTs) (BRASIL, 2006a).

A área efetivamente explorada na UPA, considerando a exclusão das áreas de preservação permanente, inacessíveis, de infraestrutura e outras eventualmente protegidas, é definida como área de efetiva exploração florestal. Para que se possa realizar a exploração de uma AMF, é necessária a apresentação do Plano Operacional Anual (POA) ao órgão ambiental competente, contendo as informações definidas em suas diretrizes técnicas, com a especificação das atividades a serem realizadas no período de 12 meses.

A fiscalização da aplicação das normas do Código Florestal é dever da União, por meio do órgão executivo específico ou em convênio com os estados e municípios, podendo, para tanto, criar os serviços indispensáveis.

Braz (2010) afirma que a maior parte dos planos de manejo em floresta tropical no Brasil tem apenas função burocrática, sendo que, depois de preenchidos os requisitos exigidos pelo órgão controlador, sua implementação efetiva não se concretiza, como, por exemplo, a adoção dos tratamentos silviculturais necessários e o planejamento da rede de estradas. Segundo este mesmo autor, isso ocorre devido à falta de pessoal, tanto em número quanto em capacitação, para o controle eficiente dos órgãos fiscalizadores. Com isso, a preocupação no controle tende a cair mais sobre a documentação necessária do que sobre as necessidades técnicas, visto que há exigências burocráticas pesadas e, muitas vezes, conflitantes. O mesmo autor salienta, ainda, que os governos são os responsáveis por manter os recursos naturais e sua política deveria ser balizada em planos técnicos de longo prazo, nos quais a ausência desse planejamento é responsável pela falta de continuidade de linhas de pesquisa, de controle ou de implementação dos trabalhos, assim como pelas mudanças de objetivos na transição de governos.

A Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006, em seu primeiro capítulo, apresenta a criação do Serviço Florestal Brasileiro (SFB) na estrutura básica do Ministério do Meio Ambiente. O SFB atua exclusivamente na gestão das florestas públicas e a ele compete: exercer a função de órgão gestor, no âmbito federal, bem como de órgão gestor do FNDP; apoiar a criação e a gestão de programas de treinamento, capacitação, pesquisa e assistência técnica para a implementação de atividades florestais, incluindo manejo florestal, processamento de produtos florestais e exploração de serviços florestais; estimular e fomentar a prática de atividades florestais sustentáveis madeireira, não madeireira e de serviços; promover estudos de mercado para produtos e serviços gerados pelas florestas;

propor planos de produção florestal sustentável de forma compatível com as demandas da sociedade; criar e manter o Sistema Nacional de Informações Florestais integrado ao Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente; gerenciar o Cadastro Nacional de Florestas Públicas e apoiar e atuar em parceria com os seus congêneres estaduais e municipais (BRASIL, 2006b).

Quanto aos aspectos técnicos, na Amazônia Legal, a legislação prevê que a reserva legal (RL) deve ser de, no mínimo, 80% da propriedade rural situada em área de floresta. Porém, os estados podem reduzir a RL para 50%, caso tenham o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) aprovado e se mais de 65% do território for ocupado por unidades de conservação (UC) e terras indígenas homologadas. Os municípios também poderão ter esta redução, caso essas áreas ocupem mais de 50% de seus territórios. Nas áreas rurais consolidadas, o Poder Público Federal pode reduzir a RL em até 50% da propriedade, quando indicado pelo ZEE, mas independentemente da área ocupada por UC e por terras indígenas. Nas áreas de cerrado, a RL deve ser de, no mínimo, 35% e, nas demais regiões e também em área de campos gerais, localizadas no território nacional, a reserva legal deve constituir, pelo menos, 20% da propriedade rural (BRASIL, 2012).

O Código Florestal Brasileiro estabelece que a exploração econômica da reserva legal somente deve ocorrer sob regime de manejo florestal sustentável, o qual dependerá de prévia aprovação pelo órgão estadual competente do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), excetuando o caso em que a exploração é para consumo no próprio imóvel, sem propósito comercial, a qual tem a autorização dos órgãos ambientais dispensada, devendo apenas declarar previamente a motivação da exploração e o volume explorado, que é de, no máximo, 20 m³/ano. Após a implantação do Cadastro Ambiental Rural (CAR), a supressão de novas áreas de floresta ou outras formas de vegetação nativa apenas será autorizada pelo órgão ambiental se o imóvel estiver inserido neste cadastro (BRASIL, 2012).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (2009) estabeleceu procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) para florestas nativas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal. Em seu primeiro artigo, parágrafo 2, inciso VI, define a intensidade de corte como sendo o volume comercial das árvores derrubadas para aproveitamento, estimado por meio de equações volumétricas previstas no PMFS e com base nos dados do inventário florestal a 100%, expresso em metros cúbicos por unidade de área (m^3/ha) de efetiva exploração florestal, calculada para cada UT. No primeiro ano pode ser utilizado um fator de forma ou uma equação volumétrica emprestada de outro local, porém, a partir do segundo Plano Operacional Anual (POA), só será aceito pelo órgão ambiental competente o cálculo do volume de árvores em pé, mediante equação de volume desenvolvida especificamente para o PMFS local.

Tal intensidade de corte deverá ser de forma a propiciar a regulação da produção florestal, visando garantir a sua sustentabilidade, e levará em consideração aspectos como estimativa da produtividade anual da floresta manejada ($m^3/ha.ano$), para o grupo de espécies comerciais, com base em estudos disponíveis na região; ciclo de corte inicial de, no mínimo, 25 anos e de, no máximo, 35 anos para o PMFS Pleno e de, no mínimo, 10 anos para o PMFS de baixa intensidade e a estimativa da capacidade produtiva da floresta, definida pelo estoque comercial disponível (m^3/ha). Estes valores de corte estão relacionados a uma taxa de crescimento de $0,86 m^3/ha.ano$ (CONAMA, 2009).

Além do controle volumétrico, existe regra para o diâmetro mínimo de corte (DMC), que será estabelecido por espécie comercial manejada, mediante estudos que observem as diretrizes técnicas disponíveis, considerando conjuntamente os seguintes aspectos: distribuição diamétrica do número de árvores por unidade de área (n/ha), a partir de 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), resultado do inventário florestal da UMF e outras características

ecológicas que sejam relevantes para a sua regeneração natural e uso a que se destinam. Porém, estabeleceu-se o DMC de 50 cm para todas as espécies para as quais ainda não se definiu o DMC específico (CONAMA, 2009).

Para o planejamento da exploração de cada UPA, a intensidade de corte foi estipulada observando-se também critérios por espécie, como manutenção de pelo menos 10% do número de árvores por espécie, na área de efetiva exploração da UPA, que atendam aos critérios de seleção para corte indicados no PMFS, respeitado o limite mínimo de manutenção de três árvores por espécie por 100 ha e manutenção de todas as árvores das espécies cuja abundância de indivíduos com DAP superior ao DMC seja igual ou inferior a três árvores por 100 hectares de área de efetiva exploração da UPA (CONAMA, 2009).

4.3 Planejamento florestal

O planejamento florestal pode ser definido como sendo uma identificação de atividades integradas ao longo do tempo, que são necessárias para atingir os objetivos dentro do manejo florestal (SESSIONS; BETTINGER, 2001). Os principais objetivos do planejamento florestal são: fornecer subsídios técnicos para que o planejamento estratégico da empresa compatibilize os objetivos florestais e industriais; coordenar os planejamentos operacionais de curto prazo, visando atender às metas do planejamento a longo prazo; analisar economicamente os sistemas tradicionais e alternativos para a definição das espécies, do regime de manejo e da capacidade produtiva, entre outros; obter informações relativas às plantações por meio de sistema de cadastro completo e eficiente, com rendimentos atuais e futuros para quantificar a disponibilidade de madeira; fornecer subsídios técnicos às operações florestais; proporcionar senso de direção; centralizar esforços e guiar os planos e decisões e avaliar o progresso (MACHADO, 2002).

Segundo Andersson (2005), o planejamento florestal apresenta-se dividido em três classes que são planejamento estratégico, planejamento tático e planejamento operacional (Figura 3).

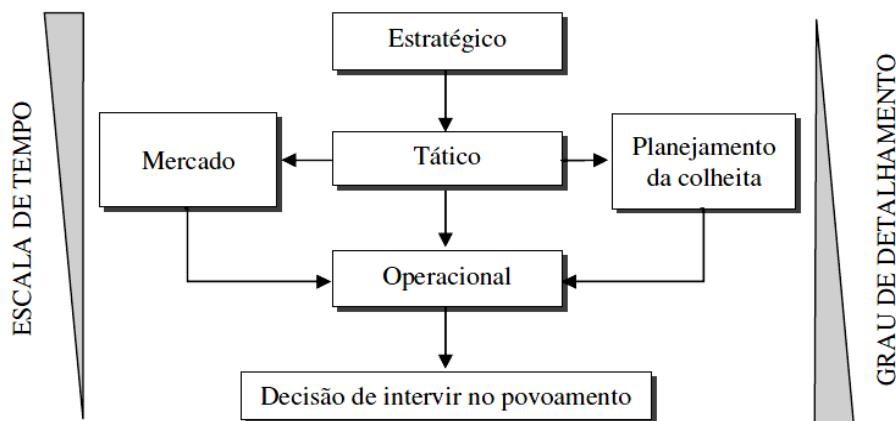


Figura 3 Estrutura hierárquica de funcionamento do planejamento florestal

Fonte: Adaptado de MITCHELL (2004).

Segundo Mitchell (2004), cada nível de planejamento pode ser definido como:

- a) planejamento estratégico: planejamento a longo prazo, sendo a escala mais distante do ano zero, em termos de tempo, quando comparado com os outros níveis de planejamento. Normalmente, define-se este horizonte de tempo em torno de 2 a 4 rotações silviculturais. Tem informações em menor grau de detalhamento e relaciona temas ligados, principalmente, a fatores sociais, técnicos, industriais, econômicos, demográficos, ecológicos e de legislação local;
- b) planejamento tático: planejamento com horizonte em torno de 2 a 5 anos, dependendo da espécie manejada e faz uso de alguns

resultados do planejamento estratégico. Neste são incluídas restrições, como o custo de abertura de estradas, a definição do regime de manejo adotado e a análise de oferta e demanda do mercado. Nesta etapa, as metas de produção volumétrica são importantes e devem ser alcançadas com o início do agendamento da colheita;

- c) planejamento operacional: planejamento diário ou semanal das operações, tendo como referência as informações providas dos planejamentos anteriormente descritos.

4.4 Programação matemática

Os modelos são representações abstratas de situações reais e, quando bem construídos, validados e aplicados, são úteis na administração florestal para tomar decisões com consequências previsíveis (DYKSTRA, 1984). Com o auxílio desses modelos podem ser realizadas experiências sobre situações quase impossíveis de obter na floresta real, denominados cenários. Surgiram, durante a Segunda Guerra Mundial, alguns dos primeiros modelos de sistemas e os métodos para resolvê-los, a fim de planejar operações militares (TAHA, 1994; BUONGIORNO; GILLESS, 1987). Assim, surgiu uma série de ferramentas enquadradas na área de conhecimento de pesquisa operacional (PO).

Os primeiros escritos da pesquisa operacional surgiram em 1950 e, desde então, as indústrias utilizam esta técnica para o apoio à decisão. Ela proporciona ao analista oriundo de diferentes áreas do conhecimento uma maneira estruturada e sistemática de encontrar soluções dos problemas do sistema produtivo, sejam eles relacionados ao planejamento, à execução ou ao controle das operações (PINTO, 2005).

De acordo com Arenales, Armentano e Morabito (2007), recentemente, a pesquisa operacional também tem sido chamada de ciência e tecnologia de decisão. Citam os autores que o componente científico está relacionado a ideias e a processos para articular e modelar problemas de decisão e as restrições sob as quais deve operar. Estes autores sustentam, ainda, que o componente tecnológico está relacionado a ferramentas de software e hardware para coletar e comunicar dados, organizá-los e usá-los para gerar e otimizar modelos, reportando resultados.

Segundo TAHA (1994), a PO aspira determinar o melhor curso de ação (ótimo) de um problema de decisão com restrição de recursos limitados. O termo pesquisa operacional está associado, em geral e quase exclusivamente, com a aplicação de técnicas matemáticas a problemas de decisão, representados e analisados por meio de modelos. Embora os modelos matemáticos representem a base para a PO, o trabalho consiste mais em resolver um problema do que em construir e resolver modelos matemáticos. Os problemas de decisão incluem, com frequência, fatores intangíveis para o planejador, tais como condições econômicas de mercado e variações ambientais. Para poder representar estes fatores em termos de modelos matemáticos é requerida uma grande habilidade por parte do planejador.

De acordo com Leite (1994), em manejo florestal, algumas técnicas têm sido utilizadas com mais frequência, como a programação linear (PL), e a simulação. Entretanto, mais recentemente, a programação linear inteira (PLI), resolvida por algoritmos determinísticos ou por meta-heurísticas, vem ganhando força na solução de problemas de planejamento florestal. Outros métodos de pesquisa operacional utilizados são a programação não linear (PNL) e a programação por metas que, somadas às anteriores, constitui a programação matemática e, ainda, as redes PERT-CPM.

4.4.1 Programação linear inteira

A dedicação por processos de modelagem de dados tem transformado o cenário florestal ao longo das décadas. Esta atitude se inspirou na necessidade de informações mais apuradas sobre a gestão do negócio florestal, quando muitas ferramentas foram desenvolvidas com a finalidade de acelerar os processos de tomada de decisão. O ponto inicial desta trajetória foi marcado a partir do desenvolvimento do algoritmo Simplex, por Dantzig, no final da década de 1940, o qual abriu caminho para o surgimento de métodos mais sofisticados de programação e amplamente difundidos no meio florestal.

De acordo com Rustagi (1978), o planejamento da colheita florestal demanda uma série de informações, como projeção da produção florestal, preços e custos de produção por talhão. Geralmente, o resultado deste conjunto de informações confere aos modelos uma estrutura complexa e com elevado número de restrições e variáveis. Alguns critérios econômicos podem ser introduzidos na função objetivo e auxiliar na análise de projetos florestais.

Independente do tipo de modelo abordado, a PL apresenta uma versatilidade em formular as restrições ligadas ao manejo das operações florestais (ÖHMAN; ERIKSSON, 2002). Estes modelos podem governar a maioria das questões quantitativas, retratando-as por meio de equações lineares. Entretanto, alguns artifícios devem ser introduzidos no modelo quando o problema abrange variáveis não contínuas. Neste caso, o uso da programação linear com variáveis inteiras e ou mistas se faz necessário.

Algumas características dos problemas de planejamento do manejo florestal que demonstram o grau de dificuldade dos modelos e as limitações do uso de PL são:

a) a natureza combinatorial, em que o número de variáveis cresce rapidamente com o aumento do número de unidades de produção a serem utilizadas no planejamento e com o horizonte de planejamento almejado, além de outras variáveis, como, por exemplo, a idade de corte e as opções de manejo da floresta;

b) por questões práticas de manejo e operacionalização das unidades de produção, é conveniente que estas se mantenham sempre com a mesma área, de forma que o planejamento deva ser feito garantindo a identidade das unidades, o que introduz variáveis binárias ao modelo;

c) normalmente, estes são problemas de grande porte, em que a empresa florestal deseja o planejamento de centenas de unidades de produção, gerando alguns milhares de variáveis a serem utilizadas nas funções que se deseja otimizar e;

d) os objetivos são múltiplos e, na maioria das vezes, competitivos.

Assim, por exemplo, uma empresa pode estar interessada em manter os lucros estáveis, aumentar sua fatia do mercado, diversificar produtos, melhorar a qualidade de vida dos trabalhadores e aumentar o prestígio da companhia. Portanto, as considerações mencionadas justificam o interesse em buscar metodologias alternativas para abordar o problema de planejamento florestal, que se estendam além dos modelos tradicionais de programação linear, voltados para a solução de problemas de objetivo único (TEIXEIRA, 2002).

5 MATERIAL E MÉTODOS

Na elaboração do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) são consideradas inúmeras atividades, como a descrição física da área, o

zoneamento e a estratificação do local, o planejamento de estradas e a construção de pontes, entre outros.

5.1 Plano operacional anual (POA)

Especificamente, o POA é um documento que traz o planejamento detalhado a ser realizado na área de manejo florestal (AMF), contendo informações de volumetria, mapas de localização de pátios e de parcelas permanentes, por exemplo. Assim, no presente estudo, considerou-se a seguinte proposta para a elaboração técnica deste documento, conforme descrito no fluxograma (Figura 4). O processo se inicia com a elaboração de opções de remoção de indivíduos, tendo como referência a análise fitossociológica e a legislação ambiental, passando pelo conceito de floresta balanceada. Dessa forma, busca-se uma remoção equilibrada, baseada na estrutura diamétrica da floresta. Por fim, modelos matemáticos de otimização foram introduzidos no processo, para auxiliar o gestor florestal na tomada de decisão.

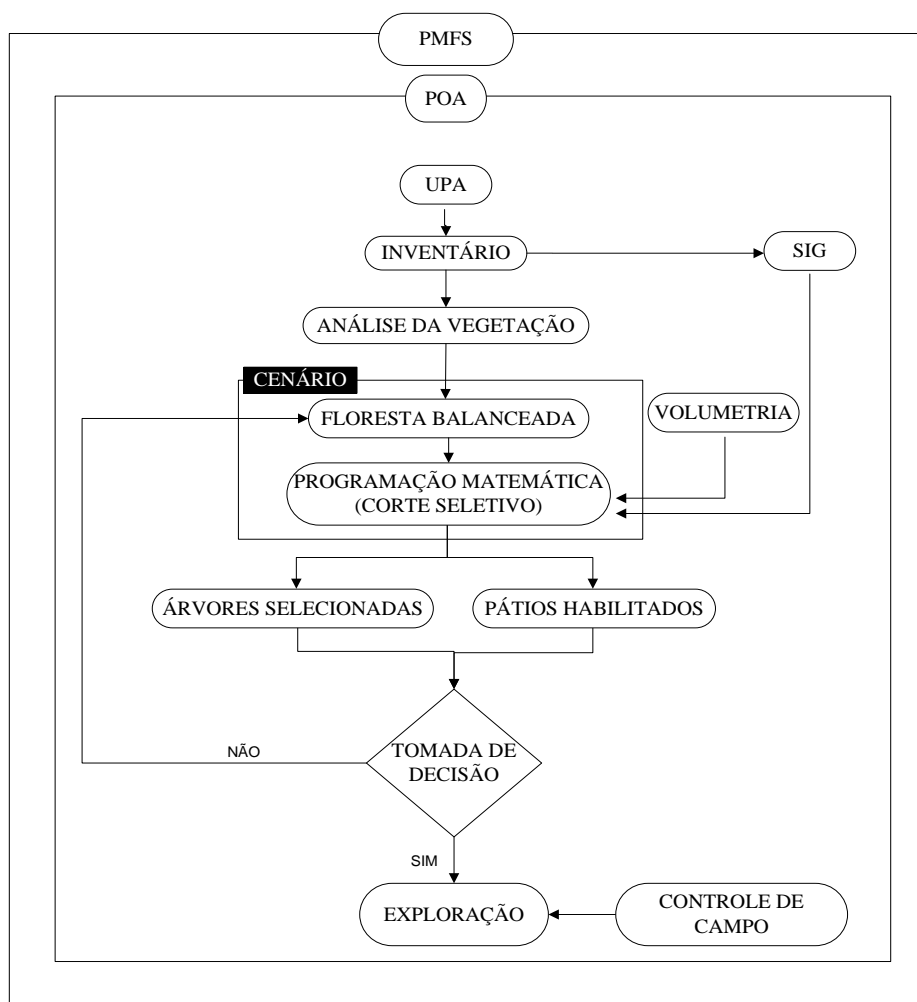


Figura 4 Fluxograma de elaboração de um plano de manejo florestal sustentável otimizado.

Dessa forma, o gestor tem à sua disposição diferentes opções de explorações a serem avaliadas em sua área de manejo. Caso selecione uma destas, a mesma irá compor o POA a ser apresentado ao órgão ambiental correspondente. Dá-se, então, a exploração, após a qual deverá haver um controle de campo acerca da regeneração e dos indivíduos remanescentes.

5.2 Caracterização da área de manejo florestal

A área de estudo foi a Fazenda Rio Brillhante, localizada no município de Porto Acre, norte do estado do Acre, Brasil (Figura 5). Segundo a classificação climática de Köppen, a região é de clima tropical de monções (Am), caracterizado pela intensa precipitação pluviométrica (quantidade acumulada anual entre 1.900 mm e 2.000 mm). Porém, apresenta período de seca de 1 a 3 meses e a precipitação mensal acumulada é menor que 60 mm de chuva. A temperatura média anual varia entre 24,8 °C a 25 °C (GOMES, 2009). De acordo com o Zoneamento Ecológico Econômico do estado, o município apresenta tipologia de Floresta Aberta com Palmeiras e Floresta Densa.

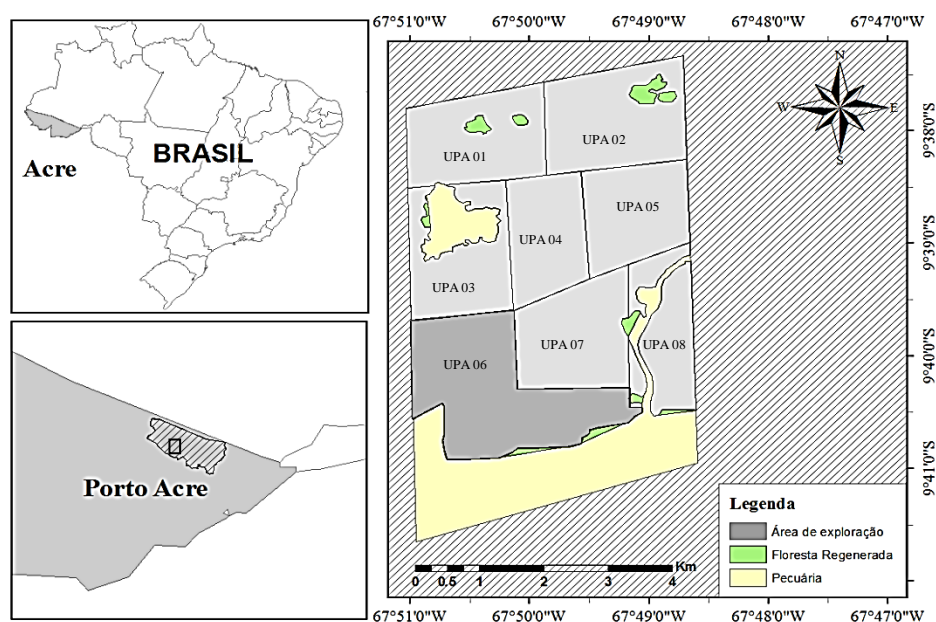


Figura 5 Mapa de localização da fazenda Rio Brillhante.

A fazenda tem área de 2.960 ha e conta com uma Reserva Legal de 2.368 ha (80% conforme o Código Florestal para Amazônia), sendo a área efetiva de manejo igual a 2.315,963 ha. Assim como todo PMFS, essa área foi dividida em compartimentos de área variável, denominados de unidade de produção anual (UPA), sendo seu número relacionado ao ciclo de corte. Contudo, somente a UPA6 foi objeto de estudo, possuindo uma área total de 470,038 ha, dos quais 104,76 ha são áreas de preservação permanente (APP). A seleção desta UPAs foi realizada devido à execução do POA em anos anteriores, o que permitiu comparações com os resultados do presente estudo.

Na Figura 6 apresenta-se o mapa contendo a UPA com informações sobre a localização das APPs, das zonas restritas (alta declividade), nascentes e rede hidrográfica, além da Unidade de Manejo Florestal (UMF).

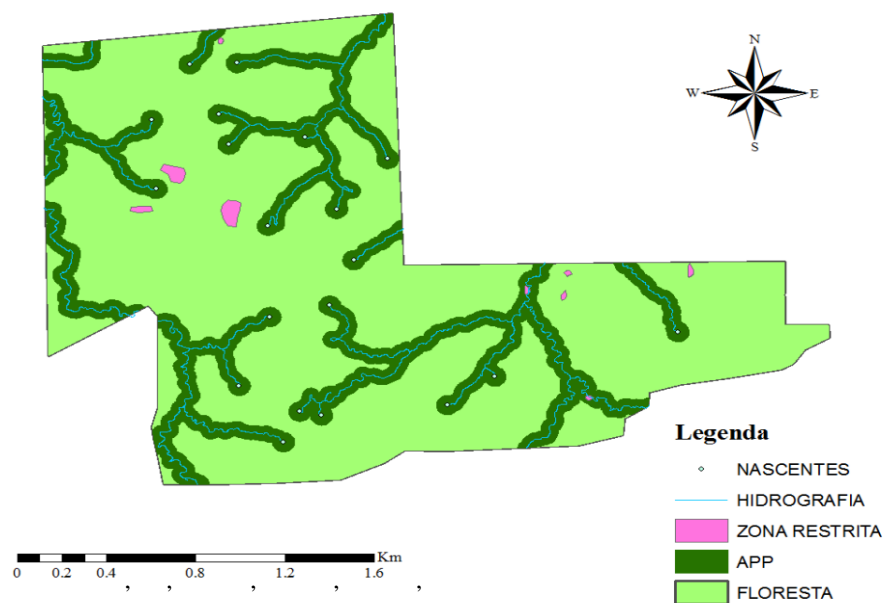


Figura 6 Mapa da Unidade de Manejo Florestal (UMF).

5.3 Análise dos dados

Os dados utilizados para este trabalho foram fornecidos pela Embrapa-Acre e fazem parte do inventário florestal (censo) realizado para os indivíduos (árvores) com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 30 cm, que apresentam potencial comercial, incluindo as espécies protegidas de exploração. As variáveis obtidas foram circunferência à altura do peito (CAP), altura comercial, identificação botânica, localização geográfica de cada árvore (coordenadas geográficas), bem como informações das áreas, sendo reserva legal (RL), áreas de preservação permanente (APP), hidrografia e topografia, entre outros.

Inicialmente, os dados do inventário foram submetidos a uma análise exploratória, a fim de identificar possíveis erros de digitação e presença de dados discrepantes que pudessem comprometer as análises, sendo essa fase de suma importância para qualquer trabalho em que se utiliza uma base de dados com um grande número de informações de campo. Nesta fase, foram identificados 2.592 indivíduos na área, os quais se distribuíram em 41 espécies (Tabela1, Anexo A).

Em seguida, foram removidos da base de dados todos os indivíduos com diâmetro menor que o diâmetro mínimo de corte (DMC) de 50 cm, como definido pela Legislação (BRASIL, 2006a), sendo um total de 277 indivíduos. Os 2.315 indivíduos restantes foram agrupados em uma nova base de dados para que fosse então realizada a análise fitossociológica.

5.4 Parâmetros fitossociológicos e diversidade biológica

Foi realizada uma abordagem sobre a análise estrutural da área de estudo, considerando a sua composição florística e sua estrutura horizontal. A

análise fitossociológica possibilitou o maior conhecimento da floresta, além de serem identificadas as espécies raras e as disponíveis para o corte. Para isso foram encontrados, para cada espécie, valores de densidade e dominância (absoluta e relativa), índice de diversidade de Shannon e índice de equabilidade de Pielou.

Assim como realizado para o índice de diversidade, a equabilidade também foi calculada apenas para a comparação entre o antes e o após a exploração, pelo método proposto neste trabalho. O índice de equabilidade varia entre 0 e 1, em que 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes.

Após esta etapa, foram removidos da base de dados 210 indivíduos, sendo estes pertencentes às 18 espécies com densidade relativa menor que 1, critério utilizado para a remoção das espécies raras. Dos 2.105 indivíduos restantes após a análise fitossociológica, foram removidos aqueles que se encontravam em áreas de APP e de zona restrita, restando 1.699 indivíduos passíveis de exploração.

5.5 Plano de corte seletivo para florestas inequiâneas

No ajuste do modelo de distribuição dos indivíduos por classes de diâmetro foram consideradas todas as árvores com DAP acima de 50 cm e que não se encontravam em áreas de APP e de zonas restritas. Nesse sentido, as espécies raras não foram excluídas nessa fase, sendo contabilizados 1.909 indivíduos, no total.

Os dados foram agrupados em 18 classes diamétricas com amplitude de 10 cm, representando, assim, a frequência observada em cada classe. A equação (1), referente à função de distribuição de Meyer, foi ajustada por meio de regressão linear simples, encontrando, então, os valores dos coeficientes beta, os

quais foram utilizados na estimação das frequências. Nesse estudo, o ajuste do modelo foi realizado no software R (R CORE TEAM, 2012), sendo avaliadas as medidas de precisão, o erro padrão residual (S_{yx}), o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aju.}$) e o gráfico de resíduo.

$$\ln(Y_i) = \beta_0 + \beta_1 x_i \pm e_i \quad (1)$$

em que

\ln = logaritmo natural;

Y_i = número de indivíduos contidos na classe de diâmetro i ;

x_i = valor central da classe de diâmetro i ;

β_0 e β_1 = parâmetros que exprimem a estrutura da vegetação em relação à distribuição dos diâmetros;

e_i = erro aleatório do modelo estatístico.

Assim, com as frequências estimadas por classe diamétrica, foi calculado o quociente De Liocourt (q), conforme a equação (2).

$$q = \frac{N_i}{N_{i+1}} \quad (2)$$

em que

q = constante para todas as classes e representa a razão entre a frequência estimada para uma classe de diâmetro e a frequência da próxima classe dentro da estrutura;

N_i = número de indivíduos na classe i ;

N_{i+1} = número de indivíduos da classe $i+1$.

A partir do valor do quociente (q) e da área basal original (1.000,98 m²/ha) foram definidas nove opções para a simulação do corte seletivo (Tabela 2). Para o

quociente (q), foram elaboradas estratégias de manejo com valores 10% maiores e menores do que o valor original, além do próprio valor. Para a área basal remanescente foram criadas opções de corte seletivo com valores de 25% (alto impacto), 50% (médio impacto) e 75% (baixo impacto) da área basal total da floresta. O diâmetro máximo de corte (229,9 cm) foi constante para todas as opções, sendo desprezado seu valor.

Portanto, com a alteração na área basal e/ou quociente (q), foi necessária a obtenção de novos valores para os parâmetros (β) da função de Meyer e, assim, gerar a curva de remoção, conforme as equações (3) e (4).

$$\beta_1 = \frac{\ln(q)}{X_i - X_{i+1}} \quad (3)$$

$$\beta_0 = \text{Ln} \left(\frac{40000 G_R}{\pi (X_1^2 e^{\beta_1 X_1} + X_2^2 e^{\beta_1 X_2} + \dots + X_n^2 e^{\beta_1 X_n})} \right) \quad (4)$$

em que

G_R = área basal remanescente no povoamento após a exploração;

X_i = valor central da classe de diâmetro i .

$\pi = 3,1415$

\ln = logaritmo natural

e = exponencial

Após obter os novos valores dos coeficientes na função de Meyer, nas equações (3) e (4), foram calculadas as frequências remanescentes em cada classe de diâmetro. Logo, o número de árvores a ser removido dentro de cada classe diamétrica foi obtido subtraindo-se a frequência remanescente da observada.

Tabela 2 Opções para corte seletivo variando o quociente (q) e G remanescente

Plano de manejo	q	$G_R(\text{m}^2/\text{ha})$	β_0	β_1
1	0,90q	250,245	β_{01}	β_{11}
2	q	250,245	β_{02}	β_{12}
3	1,10q	250,245	β_{03}	β_{13}
4	0,90q	500,487	β_{04}	β_{14}
5	q	500,487	β_{05}	β_{15}
6	1,10q	500,487	β_{06}	β_{16}
7	0,90q	750,735	β_{07}	β_{17}
8	q	750,735	β_{08}	β_{18}
9	1,10q	750,735	β_{09}	β_{19}

q = quociente De Liocourt original; G_R = área basal remanescente; G = área basal total; β_{0x} e β_{1x} = parâmetros para cada plano de manejo.

O número de indivíduos removidos, pertencentes a cada espécie presente na área de estudo e por classe de diâmetro, foi encontrado por meio da equação (5). Porém, os resultados gerados são valores não inteiros para o número de árvores a serem removidas. Como, neste estudo, analisou-se o número de indivíduos a serem removidos e não o volume a ser removido por espécie e por classe diamétrica, foi necessário arredondar esses valores referentes ao número de árvores a serem exploradas para atender ao modelo de otimização (até 0,5, arredondaram-se os números para menos e acima de 0,5, foram arredondados para mais), pois este modelo não trabalha com números fracionados, ou seja, trabalha somente com números inteiros.

$$Remoção = \frac{N_{ij}}{\sum_{i=1}^n N_{ij} - \sum_{k=1}^K N_{jk}} F_R \quad (5)$$

em que

N_{ij} = número de árvores da espécie i na classe de diâmetro j ;

N_{ik} = número de árvores na classe de diâmetro j pertencentes à espécie rara k ou proibidas de corte;

n = número total de espécies;

K = número total de espécies raras ou proibidas de corte;

F_R = número de indivíduos removidos na classe de diâmetro j .

O critério adotado para a seleção do melhor plano de manejo foi escolher, dentre os planos de remoção de área basal, aquele que gerou um maior número de árvores removidas com menor impacto na estrutura da floresta, baseado no percentual de remoção de indivíduos e que respeitasse o limite volumétrico estabelecido pela legislação.

5.6 Planejamento operacional de instalação dos pátios

O Planejamento de instalação dos pátios de estocagem de madeira é uma etapa extremamente importante no processo de exploração florestal. Para isso, tornou-se fundamental o mapeamento dos possíveis locais de instalação, os quais serviram de *input* para os modelos de otimização via programação linear inteira.

5.6.1 Mapeamento dos pátios

Inicialmente, gerou-se uma imagem *Triangular Irregular Network*, ou TIN, a partir das curvas de nível da área, para classificar a declividade do terreno. Em seguida, a imagem foi reclassificada em valores de porcentagem, como mostrado na Figura 7. Assim como realizado por Martinhago (2012), foi adotado o valor máximo de 15% de inclinação para a construção de pátios, uma vez que os mesmos devem ser construídos em lugares planos.

Com isso, foi possível identificar as áreas mais declivosas e inaptas à instalação dos pátios de estocagem de madeira.

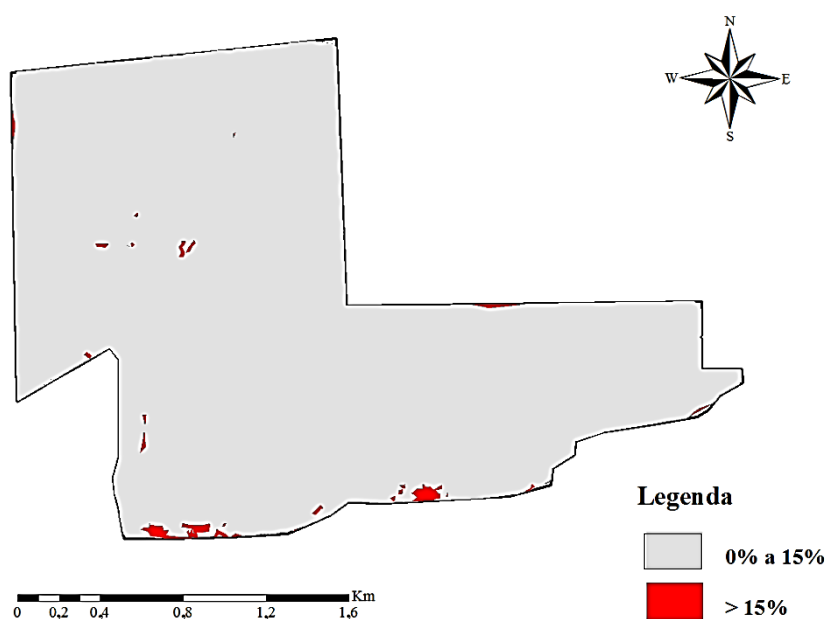


Figura 7 Mapa de declividade da UPA após a classificação.

De posse do mapa com as áreas de APP, de zona restrita e das áreas de declividade acima de 15%, foi construída uma malha com grids de 1 ha, cobrindo toda a área. O seu propósito foi considerar o centro de cada grid como sendo um possível lugar para instalação de um pátio (20 x 25 m). Assim, caso o centro de cada grid coincida com alguma área inapta à instalação do pátio, a mesma foi excluída. Caso contrário, este grid apresenta uma possibilidade viável. Ao final dessa etapa, foram contabilizadas 366 opções de locais para instalação dos pátios (Figura 8).

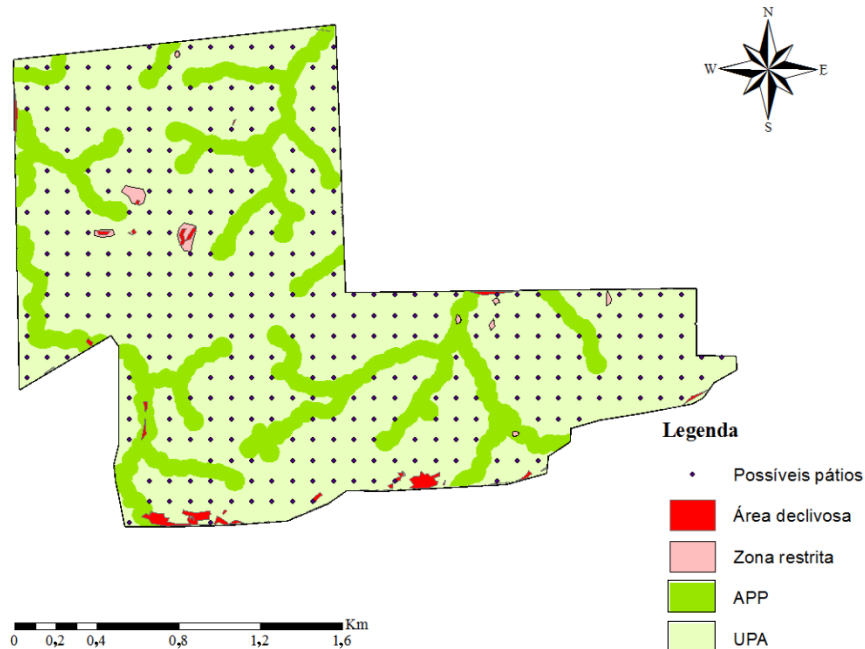


Figura 8 Mapa com possíveis locais para construção dos pátios.

5.6.2 Programação linear inteira

O corte seletivo é um método que concilia o manejo e a colheita florestal, visando identificar e selecionar indivíduos a serem explorados, considerando aspectos ecológicos, econômicos e produtivos no abastecimento de madeira de um projeto florestal. O princípio do método emprega critérios científicos, como fitossociologia, distribuição espacial das espécies e estrutura diamétrica, cujo objetivo é permitir uma resiliência do povoamento e, com isso, garantir a produção sustentada. Contudo, após a aplicação deste conjunto de métodos, tem-se o resultado numérico da densidade de indivíduos/espécie/classe de diâmetro a ser explorado. Porém, alguns problemas surgem, quais sejam: como será a seleção destes indivíduos no campo? Qual o número de pátios de estocagem e, principalmente, quais

árvores i serão arrastadas para os pátios j ? Além disso, como garantir o controle da espacialização do corte, para que, no final, haja um menor impacto na vegetação remanescente.

Pensando em resolver o problema em questão, foi utilizada a programação linear inteira (PLI) no planejamento da operação anual para diferentes planos de manejo. O modelo matemático foi estruturado considerando o problema clássico conhecido como P-mediana (*P-facility*) capacitado e não capacitado. No entanto, foram incorporadas alterações nas restrições para atender às opções relacionadas com o plano de manejo selecionado, como, por exemplo, restringir o número de árvores/espécie/classe de diâmetro a ser removido da UPA. Nessa etapa, consideraram-se apenas os planos de manejo com remoção de 50% de área basal (exploração de média intensidade), pois uma maior intensidade de corte provocaria maiores danos com as atividades de corte e arraste. Dentre as três intensidades de corte propostas, essa é a que remove mais árvores, sem causar maiores impactos nas operações de corte e arraste.

O objetivo foi resolver o problema do deslocamento do skidder dentro da UPA, visando minimizar o seu deslocamento e, paralelamente, a busca pela sustentabilidade econômica do empreendimento e ecológica do ecossistema.

O modelo clássico da P-mediana emprega o uso de variável de decisão binária $\{0,1\}$, representando a ativação ou não do deslocamento de determinada árvore selecionada para um determinado pátio. A equação (6) é a função objetivo do modelo e busca minimizar o somatório do deslocamento das árvores i até os pátios j . As restrições iniciais também fazem parte do modelo clássico das P-medianas, em que: (7) representa a restrição de seleção das árvores i a serem direcionadas a um único pátio de estocagem j e com a possibilidade de abandono de árvores para atender ao corte seletivo e ao plano de manejo; (8) permite que o modelo defina o número de pátios de estocagem

a serem instalados para o armazenamento de madeira com base no volume mínimo de madeira que poderá ser destinada aos pátios e (9) deslocamento das árvores exclusivo para um único pátio selecionado.

Função objetivo

$$\text{Min } Z = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^P c_{ij} x_{ij} \quad (6)$$

sujeito a

$$\sum_{j=1}^P x_{ij} \leq 1; \quad \forall_i \quad (7)$$

$$\sum_{i=1}^N v_{ij} x_{ij} \geq VPMIN_j y_j; \quad \forall_j \quad (8)$$

$$x_{ij} - y_j \leq 0; \quad \forall_i, \forall_j \quad (9)$$

em que

Z = vetor resultante do somatório do deslocamento das árvores i para os pátios j ;
 c_{ij} = custo de deslocamento em metros (distância euclidiana) entre a árvore i e o pátio de estocagem j , sendo $i = \{1, 2, \dots, 1.699\}$; $j = \{1, 2, \dots, 366\}$;

x_{ij} = variável de decisão binária $\{0, 1\}$ empregada para deslocar a árvore i para o pátio de estocagem j ;

N = número total de árvores inventariadas na área estudada;

P = número total de pátios de armazenamento de madeira disponíveis para serem habilitados na unidade de exploração;

v_{ij} = Volume comercial individual com casca (m^3) da árvore i destinada ao pátio j . O volume comercial de madeira foi obtido pela equação proposta por Figueiredo (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS, 2011) ($VOL = -2,38578 + 7,74023*(DAP^2) + 0,207944*((DAP^2)*H) + 0,16146*H$),

com $R^2 = 97,51\%$, $R^2_{ajus.} = 97,50\%$ e $Syx = 0,8393 \text{ m}^3$, em que VOL é o volume, DAP é o diâmetro a altura do peito e H é a altura comercial;

VP_{MIN_j} = volume mínimo de madeira que poderá ser destinada aos pátios j ;

y_j = variável de decisão binária $\{0, 1\}$ para ativar o pátio de estocagem j .

Para que o modelo possa ser executado, é fundamental que sejam construídas matrizes e vetores que dão suporte ao modelo de otimização, sendo criadas:

Matriz de distância ($M_{custo_{ij}}$) – matriz com dimensões $i \times j$, em que i representa o número de árvores e j o número de pátios, em que cada elemento é formado por valores de distância euclidiana (distância em linha reta) entre a árvore e o pátio, dados em metros. Essa matriz é fundamental neste estudo, pois, conforme já mencionado, o objetivo foi reduzir ao máximo o somatório das distâncias entre árvores e pátios;

Vetor de volume (M_{vol_i}) – vetor de dimensão i , composto pelos valores de volume (m^3) de cada árvore i ;

Matriz de grids ($M_{grid_{ij}}$) – matriz com dimensões $i \times j$, sendo i o número de árvores e j é o número de pátios, indicando qual árvore i direcionada ao pátio j pertence ao grid g . Resumidamente, essa matriz mostra em qual grid está presente cada árvore.

O modelo da P-mediana tem uma versão capacitada, sendo esta testada, considerando, neste caso, o volume de armazenamento de madeira por pátio. Assim, foi necessário inserir uma nova restrição (10) ao modelo, para que o limite máximo de volume destinado a cada pátio não fosse ultrapassado.

$$\sum_{i=1}^N v_{ij} x_{ij} \leq VP_{MAX_j}; \quad \forall_j \quad (10)$$

em que

$v_{ij}, x_{ij}, N =$ definido anteriormente;

$VPMAX_j =$ volume máximo de madeira que o pátio comporta. Foi utilizado um volume máximo de 350 m³ para cada pátio.

Para atender ao corte seletivo, foi criada a restrição (11), que define a densidade de indivíduos a serem explorados por classe de diâmetro e espécie, e, assim, respeitar os critérios de balanceamento da floresta.

$$\sum_{i=1}^{N \in k} \sum_{j=1}^P x_{ij} \leq D_{ij}; \quad \forall_k; \forall_l \quad (11)$$

em que

$N, P, x_{ij} =$ definidos anteriormente;

$k =$ número referente à classe diamétrica, sendo $k = \{1, 2, \dots, 18\}$;

$l =$ número referente à espécie, sendo $l = \{1, 2, \dots, 23\}$;

$D_{ij} =$ número máximo de árvores i pertencentes à espécie l e classe de diâmetro k , passíveis de corte pelo conceito de floresta balanceada, destinadas aos pátios j a serem habilitados.

A construção dessas restrições demandou as seguintes matrizes e vetores:

Matriz de espécies (Msp_{ij}) – matriz com dimensões $i \times j$, em que i é o número de árvores e j é o número de pátios, formada pelas espécies correspondentes a cada árvore i que será direcionada ao pátio j . Essa matriz é fundamental para auxiliar a restrição de corte seletivo, em que se define o número de indivíduos de cada espécie a ser removido;

Matriz de classe diamétrica (Mcl_{ij}) – matriz com dimensões $i \times j$, sendo i o número de árvores e j , o número de pátios. É formada pelas classes diamétricas a que pertencem cada árvore i que será direcionada ao pátio j .

Assim como a matriz de espécies, essa matriz é indispensável para que a restrição de corte seletivo funcione, pois a restrição define quantos indivíduos devem ser removidos também, por classe de diâmetro e não somente por espécie;

Vetor lista de espécies (Mlist_i) – vetor de dimensão i , em que i é o número total de espécies, formado pelos números correspondentes a cada espécie l . Esta matriz contém a lista de espécies existentes;

Matriz de árvores disponíveis para exploração (Mrhs_{lk}) – matriz com dimensões $l \times k$, sendo l o número de espécies e k , o número de classes diamétricas. É formada pelo número de árvores da espécie l na classe de diâmetro k . Esta matriz contém o número de indivíduos a serem removidos por classe de DAP e por espécie, que foi definido pelo plano de manejo.

A fim de não concentrar pontualmente a exploração dentro da UPA na área, foram utilizados os mesmos grids (1 ha) gerados para alocar os pátios de estocagem de madeira (item 5.5), para este controle. Assim, foi criada a restrição (12), a qual define um limite volumétrico (m³) máximo de exploração por grid (ha), evitando a concentração da exploração em apenas áreas com maior qualidade de sítio. O limite volumétrico estabelecido foi de 200 m³ de madeira.

$$\sum_{i=1}^{N \in g} \sum_{j=1}^P v_i x_{ij} \leq VG; \quad \forall_g \quad (12)$$

em que

N, P, x_{ij} = definidos anteriormente;

v_i = volume comercial individual com casca (m³) da árvore i presente no grid g , sendo $g = \{1, 2, \dots, 434\}$;

VG = limite volumétrico máximo (200 m³) a ser explorado no grid g .

Buscando, ainda, outras opções desse controle espacial da exploração, foi introduzida a restrição (13), que controla o número máximo de indivíduos a serem explorados por grid g , impedindo que se explore mais de 5 árvores/ha, independente da espécie ou da classe de diâmetro que pertence. O número de árvores máximo a ser explorado considerou experiências observadas em diversos planos de manejo florestal, em que são, geralmente, exploradas de 3 a 7 árvores/ha, em média.

$$\sum_{i=1}^{N \in g} \sum_{j=1}^P x_{ij} \leq NA ; \quad \forall_g \quad (13)$$

em que

N, P, x_{ij} = definidos anteriormente;

NA = número total de árvores que se deseja explorar por grid g .

Para atender a esse tipo de restrição foi criado um vetor ($Mepha_i$) com dimensão i , em que i é o número de grids de 1 ha, composto pelo número de indivíduos que se deseja explorar em cada grid.

Ainda seguindo o controle espacial, foram criadas as restrições (14) e (15) para evitar a exploração de grids g adjacentes. A ideia partiu da necessidade de se controlar não apenas o volume e o número de indivíduos a serem explorados, mas também possibilitar que determinadas áreas pudessem ficar isentas de corte e, assim, causar menos impacto à fauna. A restrição (14) é usada apenas para marcar qual grid g foi explorado, ativando a variável de decisão binária $\{0,1\}$ g_g , que será utilizada na restrição de adjacência (15). Particularmente para o funcionamento da restrição de adjacência (15), faz-se necessário o uso da restrição (14) em conjunto, ou seja, marcando o grid g com árvores já exploradas.

$$\sum_{i=1}^{N \in g} \sum_{j=1}^P x_{ij} \leq w_g g_g; \quad \forall_g \quad (14)$$

em que

N, P, x_{ij} = definidos anteriormente;

w_g = variável que representa o total de árvores presentes no grid g ;

g_g = variável de decisão binária $\{0, 1\}$ que ativa ou não o corte seletivo no grid g de 1 ha.

A restrição de adjacência (15) define que, se um grid é explorado, então, os grids vizinhos não podem ser explorados. Este é um tipo de restrição de adjacência definida por Murray e Church (1999), como sendo do tipo *Unit Restriction Model* (URM), a qual foi utilizada em outros estudos, como o de Boston e Bettinger (2002), de Constantino, Martins e Borges (2008), de Gomide, Arce e Silva (2010; 2013).

$$\sum_{\substack{g=1 \\ g \neq k}}^M b_{gk} g_g + \left[\sum_{\substack{g=1 \\ g \neq k}}^M b_{gk} \right] g_g \leq \sum_{\substack{g=1 \\ g \neq k}}^M b_{gk}; \quad \forall_i \quad (15)$$

em que

g_g = definido anteriormente;

M = número total de grids exploráveis;

b_{gk} = elemento presente na matriz binária $\{0, 1\}$ de adjacência entre grids, indicando a presença ou não da vizinhança.

Assim, para atender a essas restrições, foram geradas as seguintes matrizes e vetores:

Vetor de número de árvores por grid (Mag_g) – vetor de dimensão g , em que g é o número de grids de 1 ha, formados pelos números de árvores

presentes em cada grid. Esse vetor apresenta o número de indivíduos que está presente em cada grid, de forma que a restrição atenda a este limite máximo de indivíduos por grid;

Matriz de adjacência (Mad_{ji}) – matriz binária $\{0, 1\}$ de dimensões $g \times g$, sendo g o número de grids de exploração, em que os valores iguais a 1 indicam a vizinhança entre grids e 0, a não vizinhança. Consideram-se grids vizinhos os que possuem seus centroides distanciados entre si por, no mínimo, 100 m e máximo de 142 m, visto que os grids são de 1 ha (quadrado). Esta matriz indica os grids que são vizinhos e não devem ser explorados quando se entra com uma restrição de adjacência no modelo, impedindo que a exploração fique concentrada e, então, possa ser feita uma exploração mais bem distribuída, evitando grandes clareiras.

Para exemplificar o funcionamento da restrição de adjacência URM (15), considere um conjunto de sete árvores, distribuídas em cinco diferentes grids (Figura 9).

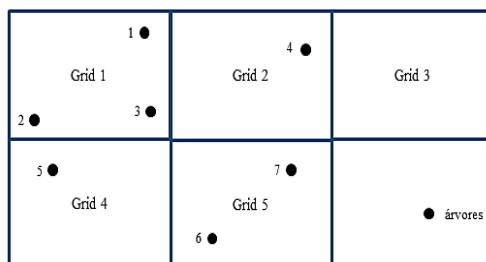


Figura 9 Exemplo ilustrativo de uma área para a aplicação da restrição de adjacência.

Na Figura 9, pode-se observar que o grid 1 tem como vizinhos os grids 2, 4 e 5. A fim de demonstrar apenas o funcionamento da restrição de adjacência, considerou-se como critério de vizinhança somente os grids que

compartilham maior contato, sendo eles os grids 2 e 4. Dessa forma, tem-se a seguinte matriz binária b_{gk} :

$$b_{gk} = \begin{bmatrix} 1 & 1 & 0 & 1 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 0 & 1 \\ 0 & 1 & 1 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 1 & 1 \\ 0 & 1 & 0 & 1 & 1 \end{bmatrix}$$

Substituindo-se os valores da matriz na equação (15), obtém-se o conjunto de restrições, conforme observado a seguir:

$$\begin{aligned} (g=1): & \quad 1G_2 + 0G_3 + 1G_4 + 0G_5 + 2G_1 \leq 2 \\ (g=2): & \quad 1G_1 + 1G_3 + 0G_4 + 1G_5 + 3G_2 \leq 3 \\ (g=3): & \quad 0G_1 + 1G_2 + 0G_4 + 0G_5 + 1G_3 \leq 1 \\ (g=4): & \quad 1G_1 + 0G_2 + 0G_3 + 1G_5 + 2G_4 \leq 2 \\ (g=5): & \quad 0G_1 + 1G_2 + 0G_3 + 1G_4 + 2G_5 \leq 2 \end{aligned}$$

Supondo que os grids 1 e 5 sejam selecionadas, assumindo valor 1 (habilitados) e os demais valor 0, ou seja, sem corte seletivo, tem-se

$$\begin{aligned} (g=1): & \quad 1x_0 + 0x_0 + 1x_0 + 0x_1 + 2x_1 \leq 2 \\ (g=2): & \quad 1x_1 + 1x_0 + 0x_0 + 1x_1 + 3x_0 \leq 3 \\ (g=3): & \quad 0x_1 + 1x_0 + 0x_0 + 0x_1 + 1x_0 \leq 1 \\ (g=4): & \quad 1x_1 + 0x_0 + 0x_0 + 1x_1 + 2x_0 \leq 2 \\ (g=5): & \quad 0x_1 + 1x_0 + 0x_0 + 1x_0 + 2x_1 \leq 2 \end{aligned}$$

Com isso, ficou evidente que o modelo busca, dentro das possibilidades existentes, a melhor combinação para evitar que grids

vizinhos sejam explorados, respeitando o conjunto de inequações lineares do modelo proposto. O uso dessa restrição pode tornar o modelo infactível, devido à complexidade exigida e à necessidade de atender estas restrições. No entanto, a restrição de adjacência mostra que é possível espacializar a exploração.

A restrição (16) foi dimensionada para limitar a distância máxima de arraste das árvores até o pátio e, dessa maneira, reduzir o desgaste de equipamentos, aumentando, ainda, o rendimento. Dessa maneira, adotou-se o conceito de variável fixa, conforme condição estabelecida a seguir.

$$\begin{aligned} \cdot \quad & se \quad c_{ij} \geq D_{máx} : x_{ij} = 0; & \forall_i; \forall_j \\ \cdot \quad & se \quad c_{ij} \leq D_{máx} : x_{ij} \geq 0; & \forall_i; \forall_j \end{aligned} \quad (16)$$

em que

c_{ij} , x_{ij} = definido anteriormente;

$D_{máx}$ = distância máxima de arraste pré-estabelecida conforme planejamento.

Braz e Oliveira (2001) consideraram que a distância de arraste, para florestas de grande porte (Amazônia), utilizando *Skidder*, varia de 150 m a 200 m, podendo chegar a 400 m, dependendo das condições presentes no campo, tais como a presença de obstruções na área (topografia, grotas, etc.). Devido à presença de poucas áreas com declividade acima de 15%, foi utilizado o limite de 400 m para o arraste.

Criou-se também uma restrição de receita mínima (17) a ser obtida no projeto, buscando uma receita mínima de R\$500.000,00. Para atender a esta restrição, foi construída uma matriz, sendo ela denominada: *Matriz receita* ($Mrec_{ij}$) – matriz com dimensões $i \times j$, em que i é o número de árvores e j é o número de pátios, formada por valores de preço da madeira vendida em pé, dada em reais. O valor considerado para cada indivíduo foi um preço médio

pago pelo metro cúbico na Amazônia, sendo este de R\$ 90,00/m³. Esta matriz auxilia na busca por uma receita mínima desejável pelo tomador de decisão.

$$\sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^P r_{ij} x_{ij} \geq R_{\min} \quad (17)$$

em que

N, P, x_{ij} = definidos anteriormente;

r_{ij} = preço de venda da árvore i que será destinada ao pátio j ;

R_{\min} = receita mínima a ser obtida ao fim do projeto.

Finalmente, foi criada a restrição binária do modelo de programação linear inteira (18).

$$x_{ij} = \{0;1\}, y_j = \{0;1\}, g_g = \{0;1\}; \quad \forall_i, \forall_j, \forall_g \quad (18)$$

em que

$x_{ij}; y_j; g_g$ = definidos anteriormente.

Após a definição da função objetivo e restrições, foram gerados os modelos com variações da P-mediana (Tabela 3), as quais são combinações do modelo original com as diferentes restrições mencionadas (7). A estratégia adotada para montar esses modelos foi manter as três primeiras restrições e a restrição binária do modelo de PLI (referentes ao modelo original da P-mediana), mais a restrição de receita. Com isso, cada modelo foi composto pela adição de uma nova restrição, atendendo ao objetivo de cada uma delas. Sendo assim, foram gerados 64 cenários, resultantes da combinação de quatro planos de corte seletivo (remoção de 50%G e q; remoção de 50%G e 1,1q; remoção de 50%G e 0,9q e remoção livre - sem

corte seletivo) e os 16 modelos propostos, em que a função objetivo foi a mesma para todos.

Tabela 3 Modelos matemáticos de programação linear inteira desenvolvidos para o planejamento operacional da exploração florestal

MODELOS	FUNÇÃO OBJETIVO (6)	RESTRICÇÕES BASE DO PROBLEMA					RESTRICÇÕES DESENVOLVIDAS NO PRESENTE ESTUDO						
		7	8	9	10	18	11*	12	13	14	15	16	17
1 ¹	x	x	x	x	x	x	x						x
2 ¹	x	x	x	x	x	x	x					x	x
3 ¹	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x
4 ¹	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x
5 ¹	x	x	x	x	x	x	x		x			x	x
6 ¹	x	x	x	x	x	x	x		x				x
7 ¹	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x
8 ¹	x	x	x	x	x	x	x	x					x
9 ²	x	x	x	x		x	x						x
10 ²	x	x	x	x		x	x					x	x
11 ²	x	x	x	x		x	x			x	x	x	x
12 ²	x	x	x	x		x	x			x	x		x
13 ²	x	x	x	x		x	x		x			x	x
14 ²	x	x	x	x		x	x		x				x
15 ²	x	x	x	x		x	x	x				x	x
16 ²	x	x	x	x		x	x	x					x

1 – capacitado; 2 – não capacitado; * utilizada somente para os planos de corte seletivo e não para os planos de remoção livre.

5.6.3 Processamento do modelo matemático

O modelo matemático foi formulado no software LINGO (*Language for Interactive General Optimizer*), versão 14.0 acadêmica, utilizando o algoritmo *branch and bound*, por se tratar de variáveis inteiras e binárias. Trata-se de um algoritmo em que, num primeiro instante, ocorre uma divisão (*branch*), em que a busca por soluções inteiras contrai a região factível, no entanto, mantendo todas as possíveis soluções inteiras que o problema original apresenta. Em um segundo momento, ocorre a delimitação (*bound*), na qual o algoritmo delimita na região factível as melhores soluções encontradas para o problema, até o momento atual do processamento e as memoriza (HILLIER; LIEBERMAN; HILLIER, 1990).

Foram utilizados cinco computadores processador Intel® Core i5 3210 MHz e 4 Gb de RAM, fixando um tempo limite de processamento de 24 horas para cada um dos 64 cenários criados. Ao término deste período, o solver interrompeu o processamento e apresentou o resultado até aquele momento, quando existiu, sendo possível avaliar o estado da solução como:

- a) problema factível com solução ótima encontrada;
- b) problema factível com solução aproximada encontrada e;
- c) problema infactível.

Finalmente, os resultados foram comparados entre si, a fim de verificar a viabilidade e o funcionamento das restrições criadas e do modelo desenvolvido.

5.7 Mapeamento

As informações sobre o posicionamento dos indivíduos selecionados, assim como dos pátios para o recebimento da madeira explorada e das árvores

remanescentes, foram representadas graficamente no ambiente SIG, após as saídas definidas no modelo matemático. A construção do mapa de exploração é a atividade que consolida a etapa final no planejamento (FIGUEIREDO; BRAZ; OLIVEIRA, 2008). Isso possibilita o planejamento mais detalhado das operações da exploração de impacto reduzido e contribui para a melhor visualização da posição dos indivíduos a serem explorados.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram discutidos em três subitens, sendo estes, referentes a análise fitossociológica, os planos de manejo com corte seletivo e o modelo matemático de PLI desenvolvido pelo presente trabalho.

6.1 Fitossociologia

Pode-se observar pela análise fitossociológica (Tabela 4, ANEXO B), que o número de árvores com DAP > 50 cm por hectare foi reduzido, menos de 5 árvores por hectare, ou seja, tendo uma baixa densidade.

A espécie *Dipteryx odorata* foi a mais abundante, representando 14,12% do total das árvores. Portanto, essa espécie foi, fisionomicamente, a mais característica da floresta. Outras espécies também importantes na estrutura da floresta foram *Cedrela odorata*, *Phyllocarpus riedelii*, *Terminalia guianensis*, *Eschweilera odorata* e *Apuleia leiocarpa*, com abundâncias relativas de 7,60%, 6,87%, 6,74%, 6,61% e 6,05%, respectivamente. É importante observar que essas seis espécies mais abundantes somam, em conjunto, aproximadamente 48% da densidade total. As demais 35 espécies participam com os 52% restantes.

Em relação à dominância, encontrou-se, para o total de espécies, área basal de 2,588 m²/ha, na qual a *Dipteryx odorata* destacou-se como a mais dominante (18,19% da dominância total das espécies).

Nota-se que a *Apuleia leiocarpa* é a menos abundante das citadas anteriormente e aparece como a terceira maior dominante entre as espécies. Isso aconteceu devido ao fato de esta espécie ter um número maior de indivíduos nas classes de diâmetro superiores (Tabela 5, ANEXO C), o que faz com que eleve o valor da dominância em relação às outras espécies.

O cálculo de diversidade, antes da exploração, mostrou que a floresta apresentou índice de Shannon de 3,171 nats.indivíduo⁻¹. Foi verificado, por Oliveira e Amaral (2004), em um estudo na Amazônia Central, um valor para o índice de Shannon aproximado de 5 nats.indivíduo⁻¹, porém, a floresta foi mensurada a partir de DAP \geq 10 cm, considerando árvores, palmeiras e lianas em parcelas amostrais, o que pode elevar o número da diversidade. Silva, Matos e Ferreira, et al. (2008) estudaram indivíduos de DAP \geq 20 cm e obtiveram um índice de diversidade de Shannon de 2,71 nats.indivíduo⁻¹, mas, segundo eles, deve-se tomar cuidado ao afirmar que esse valor é baixo, dado que o DAP mínimo adotado pode ter restringido a identificação de outras espécies, o mesmo ocorrendo neste estudo, em que o DAP mínimo considerado foi de 50 cm. Segundo Campos et al. (2011), é esperado encontrar uma diversidade maior em áreas amostrais maiores, pois a inclusão de espécies raras aumenta o valor do índice de Shannon.

Neste estudo, 18 espécies foram consideradas raras, compreendendo 210 indivíduos. Já o executado pelo POA no campo, em 2011, considerou 14 espécies como sendo espécies raras, totalizando 153 indivíduos. A diferença observada pode ser justificada pelo fato de o critério de definição de espécies raras adotado por este trabalho e pelo que foi executado se deu de forma diferente. Neste, levou-se em consideração a densidade relativa das espécies,

ao passo que o executado considerou apenas o aspecto ligado à legislação (BRASIL, 2006a), em que se devem deixar três indivíduos com diâmetro mínimo de corte (DMC) para cada 100 hectares da área efetiva de exploração, o que também foi atendido no presente trabalho, porém, sendo mais rigoroso.

A equabilidade de Pielou encontrada foi de 0,854. Isto mostra que os indivíduos estão distribuídos de forma mais homogênea entre as espécies, indicando que não houve o predomínio de uma ou de poucas espécies sobre as outras. Tal situação é considerada típica de florestas secundárias, nas quais os táxons são mais bem distribuídos (BROWN; LUGO, 1990; RICHARD, 1996).

Segundo autores como Ferreira e Prance (1998), Oliveira e Daly (1999), Lima Filho et al. (2001) e Oliveira e Amaral (2004), a distribuição diamétrica dos indivíduos, evidenciando uma curva decrescente, em forma de J invertido, é o comportamento típico de muitas florestas de terra firme da Amazônia Central. Oliveira et al. (2008) afirmam que este comportamento decrescente sugere que esse ambiente florestal, até o momento, não sofreu perturbação mais severa. No presente estudo, observou-se que a distribuição dos indivíduos tende a uma curva em J invertido (Figura 10A), porém, assim como no trabalho de Lima e Leão (2013), o número de indivíduos presentes na primeira classe de diâmetro foi menor que o número presente na classe seguinte, podendo ser devido a fatores naturais do ambiente, visto que a floresta ainda não havia sido explorada. Uma vez que a primeira classe é permitida de corte, sendo possível obter uma receita máxima de aproximadamente R\$ 63.461,00, a mesma não foi excluída da base de dados. Com a remoção dos indivíduos pertencentes às espécies raras e das áreas de preservação permanente (APP), observa-se que a estrutura da floresta não apresentou grandes mudanças (Figura 10B).

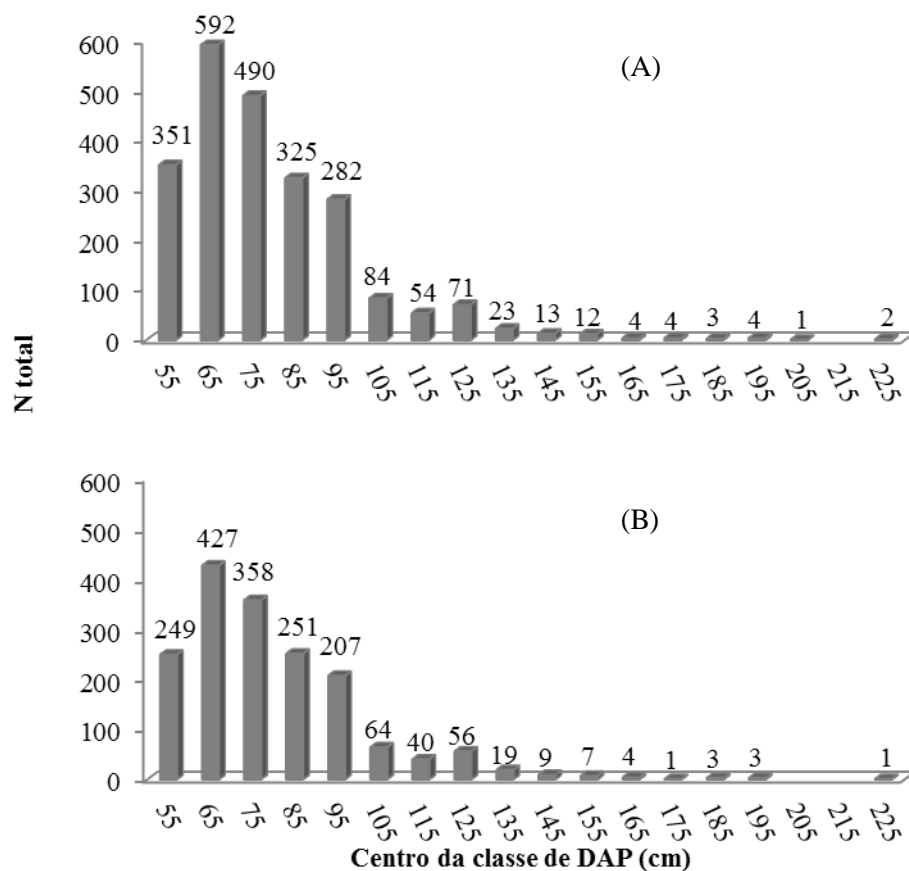


Figura 10 Frequência, por classe diamétrica, dos indivíduos com DAP acima de 50 cm. A – Distribuição antes da remoção dos indivíduos pertencentes às espécies raras e APP. B – Distribuição após a retirada dos indivíduos pertencentes às espécies raras e APP.

6.2 Corte seletivo

As frequências estimadas, por classes de diâmetro, para o balanceamento da floresta, foram estimadas por meio da equação de Meyer e estão apresentadas na Tabela 6 (ANEXO D). Conforme se observa, o quociente De Liocourt obtido

após o ajuste foi de 1,517. Na mesma Tabela são apresentadas as medidas de precisão do modelo, sendo possível observar que o DAP explicou 92,95% da frequência estimada pelo modelo e que o mesmo apresentou um erro padrão residual de 0,5931. Na Figura 11 apresenta-se o gráfico de resíduo gerado pelo modelo, em que é possível notar que, em geral, o erro foi baixo.

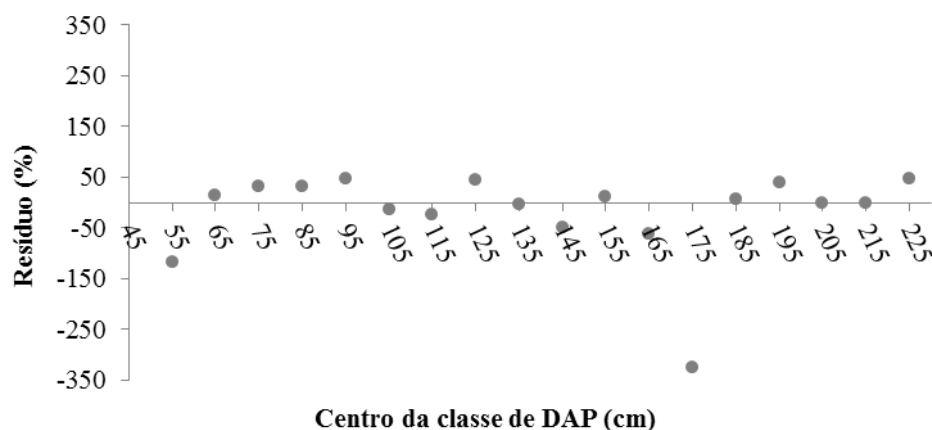


Figura 11 Gráfico de resíduo gerado pelo Modelo de Meyer para balancear a floresta.

Os novos coeficientes da equação de Meyer foram encontrados para a estratégia de manejo, em que se consideraram uma área basal remanescente de 50% e as variações do quociente De Liocourt, conforme se observa na Tabela 7.

Tabela 7 Opção de corte seletivo com remoção de 50% de área basal e variação no quociente De Liocourt.

Plano de Manejo	Variações	q	G _R	β ₀	β ₁
4	0,90q	1,365	500,487	7,1316	-0,0311
5	q	1,517	500,487	8,1730	-0,0416
6	1,10q	1,668	500,487	9,0000	-0,0512

q - quociente De Liocourt original; G_R- área basal remanescente; β₀e β₁- parâmetros de cada plano de manejo.

As frequências remanescentes foram calculadas e, com isso, obteve-se a frequência a ser removida por classe diamétrica. Na Tabela 8 (ANEXO E) apresentam-se estas frequências obtidas para o corte seletivo que considerou o quociente De Liocourt original. Observa-se que o modelo não explora indivíduos nas classes 1, 13, 16 e 17, sendo as duas últimas devido à ausência de indivíduos nestas classes de DAP.

Ainda em relação a esse corte seletivo, em que o valor de q é o original, a frequência remanescente foi de 982,1 indivíduos, sendo possível explorar 926,92 indivíduos na área, o que corresponde a uma média de 1,97 árvores/ha. Veríssimo et al. (1996) estudaram uma área em Tailândia, PA, onde foram exploradas 15 espécies, sendo removidas aproximadamente 2 árvores/ha.

Na Tabela 9 (ANEXO F) apresentam-se as frequências de remoção obtidas por classe diamétrica, considerando o q menor que o original em 10%. A frequência remanescente neste caso foi menor, 825,5 indivíduos, sendo possível explorar 1.083,55 indivíduos na área, o que corresponde a uma média de 2,3 árvores/ha. Nota-se, aqui, que houve uma remoção maior nas primeiras classes e menor remoção nas maiores classes, como previsto. No entanto, quando o corte seletivo considerou um aumento de 10% no valor do quociente De Liocourt, uma remoção maior foi encontrada nas maiores classes de diâmetro, o que já era esperado (Figura 12).

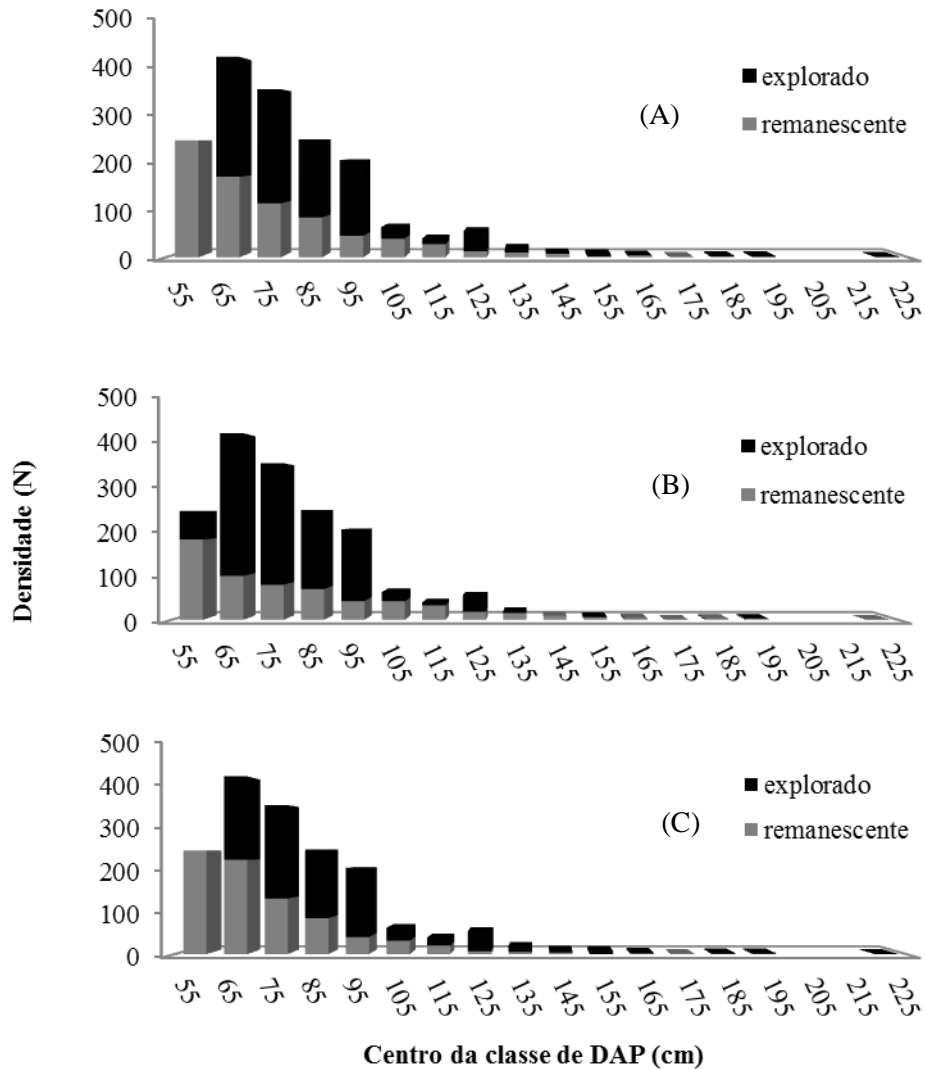


Figura 12 Corte seletivo variando o valor do quociente De Liocourt. A - Remoção de 50% de área basal com q original; B - Remoção de 50% de área basal com q menor em 10%; C - Remoção de 50% de área basal com q maior em 10%.

Na Tabela10 (ANEXO G) observa-se que a frequência remanescente, considerando o aumento do valor de q , foi de 1.017 indivíduos, sendo possível explorar 891,65 indivíduos na área, o que corresponde a uma média de 1,89

árvores/ha. Nota-se que, quando o quociente é maior, um número menor de indivíduos é removido para atender à percentagem de remoção de área basal desejada, devido à maior dimensão dos indivíduos explorados nas maiores classes.

O número de indivíduos explorados por hectare nas três opções de remoção por corte seletivo foi menor que o número explorado no trabalho de Francez et al. (2013), no qual também se adotaram técnicas de exploração de impacto reduzido, sendo exploradas 4 árvores por hectare. Comparando-se com o que realmente foi explorado, esse trabalho explorou menos indivíduos, visto que o POA executado explorou 1.155 indivíduos.

Nas Tabelas 11, 12 e 13, encontradas nos ANEXOS H, I e J, respectivamente, apresenta-se o número total de indivíduos existentes em cada classe diamétrica e espécie, além do número removido em cada uma delas pelas opções de remoção com corte seletivo. Vale ressaltar o efeito de validação do modelo matemático, estes números de indivíduos removidos foram arredondados, havendo, assim, uma pequena variação no número total de indivíduos removidos, quando comparado com o número total indicado pelo plano de manejo.

As espécies exploradas em 2011, indicadas pelo POA, também foram selecionadas para exploração neste trabalho, excetuando-se o fato de que, no executado, foram explorados indivíduos de *Brosimum uleanum*, espécie considerada rara neste trabalho. No total, o POA considerou 1.719 indivíduos como passíveis de exploração, já que, neste trabalho, considerou-se um número menor (1.699 indivíduos), conforme critérios adotados de remoção de indivíduos em APP ou área restrita, pertencentes a espécies raras definidas pela DR e abaixo do DMC.

As seis espécies que apareciam como mais abundantes foram as mais exploradas pelos planos de manejo, sendo a *Dipteryx odorata* a mais explorada nas três opções e a *Terminalia guianensis*, a menos explorada das seis espécies. A *Apuleia leiocarpa* aparece como a segunda mais explorada no corte seletivo com q original e como a quinta mais explorada no cenário com q menor em 10%.

6.3 Modelo matemático

Os 64 cenários com variações do problema clássico da P-mediana, modelo matemático, geraram 36 resultados com soluções factíveis, 13 infactíveis e 15 sem solução (Tabelas 14, 15, 16 e 17), ou seja, cada um apresentou uma solução no período de 24 horas, porém, esta não foi a solução ótima final. O modelo teve sua busca interrompida por ter atingido o tempo limite desejado de processamento.

São diversos os estudos na literatura envolvendo P-mediana para a solução de problemas de localização, como, por exemplo, os de Santos (2005), Cardoso (2009) e Alzamorra, Raupp e Pizzolato (2011), entre outros. No entanto, poucos se referem ao uso deste modelo relacionado à exploração florestal. Silva et al. (2013) utilizaram o modelo de P-mediana para instalação de pátios de estocagem de madeira, em um remanescente florestal de 5,8 há, no sul do estado de Minas Gerais. No modelo, os autores acrescentaram uma restrição de corte seletivo e observaram que o modelo buscou retirar o maior volume de madeira possível, minimizando os deslocamentos na área e respeitando o conceito de floresta balanceada, contribuindo com a redução de impactos durante a colheita florestal e garantindo que a atividade fosse sustentada.

A aplicação de meta-heurística para a solução destes problemas também é comum na literatura. O algoritmo utilizado neste trabalho, *branch and bound*, foi comparado com o uso da meta-heurística *simulated annealing* para resolução do problema de P-mediana na estratificação espacial do talhão em compartimentos a serem usados no planejamento da atividade de colheita florestal, no estudo de Gomide, Arce e Silva (2013). Este autor observou que a meta-heurística pode substituir métodos determinísticos por demandar menor tempo de processamento e apresentar baixo desvio do ótimo, ao se considerar um problema não capacitado. Outros trabalhos relacionados à atividade florestal

utilizaram a *simulated annealing* e comprovaram seu grande potencial na resolução de importantes problemas ligados ao gerenciamento florestal de difícil solução (RODRIGUES et al., 2004). No entanto, Gomide, Arce e Silva (2013) afirmam que, apesar de o aumento da complexidade não afetar a meta-heurística em relação à produção de soluções viáveis, o mesmo produz um maior desvio em relação ao ótimo. Afirmam, ainda, que a meta-heurística não deve ser processada uma única vez, visto que há riscos de se obter soluções inferiores, a não ser que o tempo de parada seja aumentado para explorar mais soluções.

Tabela14 Resultado do processamento dos modelos matemáticos de otimização, para remoção livre.

Modelos	Remoção Livre					
	Shannon (nats/ind.)	Pielou (J)	N	G _{RA} (m ²)	Volume (m ³)	Receita (R\$)
1	3,23	0,8718	563	423,470	5.555,596	500.003
2	3,23	0,8719	563	423,615	5.555,562	500.000
3	3,20	0,8637	340	218,406	2.819,598	253.763
4	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
5	3,23	0,8704	530	422,153	5.555,571	500.001
6	3,23	0,8705	530	422,318	5.555,572	500.001
7	3,23	0,8719	563	423,615	5.555,562	500.000
8	3,23	0,8719	563	423,615	5.555,562	500.000
9	3,23	0,8719	563	423,615	5.555,562	500.000
10	3,23	0,8719	563	423,615	5.555,562	500.000
11	----- <i>Infactível</i> -----					
12	----- <i>Infactível</i> -----					
13	3,22	0,8697	524	422,186	5.555,584	500.002
14	3,23	0,8699	527	422,464	5.555,563	500.000
15	3,23	0,8719	563	423,615	5.555,562	500.000
16	3,23	0,8719	563	423,615	5.555,562	500.000

N = número total de indivíduos explorados para toda a área; G_{RA} = área basal removida.

Tabela15 Resultado do processamento dos modelos matemáticos de otimização para corte seletivo, com remoção de 50%G e q original.

Modelos	Corte seletivo1 - Remoção de 50%G e q original					
	Shannon (nats/ind.)	Pielou (J)	N	G _{RA} (m ²)	Volume (m ³)	Receita (R\$)
1	3,30	0,8896	931	527,161	6.791,927	611.273
2	3,30	0,8896	931	527,314	6.793,855	611.446
3	----- <i>Infactível</i> -----					
4	----- <i>Infactível</i> -----					
5	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
6	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
7	3,30	0,8896	931	527,618	6.789,881	611.089
8	3,30	0,8896	931	527,629	6.797,969	611.817
9	3,30	0,8896	931	527,213	6.792,957	611.366
10	3,30	0,8896	931	527,372	6.793,227	611.390
11	----- <i>Infactível</i> -----					
12	----- <i>Infactível</i> -----					
13	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
14	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
15	3,30	0,8896	931	527,328	6.793,902	611.451
16	3,30	0,8896	931	527,244	6.791,290	611.216

N = número total de indivíduos explorados para toda a área; G_{RA} = área basal removida.

Tabela16 Resultado do processamento dos modelos matemáticos de otimização para corte seletivo, com remoção de 50%G e 1,10q.

Modelos	Corte seletivo 2 - Remoção de 50%G e 1,10q					
	Shannon (nats/ind.)	Pielou (J)	N	G _{RA} (m ²)	Volume (m ³)	Receita (R\$)
1	3,29	0,8862	887	548,366	7.088,263	637.943
2	3,33	0,8974	887	547,899	7.078,529	637.067
3	----- <i>Infactível</i> -----					
4	----- <i>Infactível</i> -----					
5	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
6	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
7	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
8	3,29	0,8862	887	547,562	7.073,591	636.623
9	3,29	0,8862	887	546,992	7.072,190	636.497
10	3,29	0,8862	887	548,148	7.093,241	638.391
11	----- <i>Infactível</i> -----					
12	----- <i>Infactível</i> -----					
13	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
14	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
15	3,29	0,8862	887	548,304	7.086,144	637.752
16	3,29	0,8862	887	547,832	7.085,020	637.651

N = número total de indivíduos explorados para toda a área; G_{RA} = área basal removida.

Tabela17 Resultado do processamento dos modelos matemáticos de otimização para corte seletivo, com remoção de 50%G e 0,9q.

Modelos	Corte seletivo 3 - Remoção de 50%G e 0,9q					
	Shannon (nats/ind.)	Pielou (J)	N	G _{RA} (m ²)	Volume (m ³)	Receita (R\$)
1	3,33	0,8967	1.078	536,415	6.872,071	618.486
2	3,33	0,8967	1.078	535,996	6.869,521	618.256
3	----- <i>Infactível</i> -----					
4	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
5	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
6	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
7	3,33	0,8967	1.078	536,175	6.875,744	618.816
8	3,33	0,8967	1.078	536,131	6.867,227	618.050
9	3,33	0,8967	1.078	536,089	6.869,989	618.299
10	3,33	0,8967	1.078	535,771	6.868,879	618.199
11	----- <i>Infactível</i> -----					
12	----- <i>Infactível</i> -----					
13	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
14	----- <i>Sem solução no tempo definido</i> -----					
15	3,33	0,8967	1.078	535,963	6.869,380	618.244
16	3,33	0,8967	1.078	536,533	6.877,789	619.001

N = número total de indivíduos explorados para toda a área; G_{RA} = área basal removida.

Ainda nas Tabelas 14, 15, 16 e 17, observa-se que a diversidade do local, que foi de 3,171 nats/indivíduo, antes da exploração, aumentou após a simulação de retirada dos indivíduos indicados pelo método de otimização. Como não houve alteração na riqueza de espécies, ou seja, não se contabilizou o ganho em indivíduos regenerantes, o que ocorreu foi um aumento na equabilidade das espécies, visto que a diversidade é diretamente proporcional à mesma. A equabilidade, que foi de 0,854, antes da exploração, teve seu valor aumentado porque as espécies ficaram mais bem distribuídas por espécie, após a remoção de alguns indivíduos.

Outra explicação para o aumento da diversidade pode ser explicada pela teoria do distúrbio intermediário, pois Begon, Townsend e Harper (2006) afirmam que mudanças não muito intensas poderiam aumentar a heterogeneidade do ambiente, proporcionando outros nichos disponíveis. O resultado dessas mudanças seria o aumento da diversidade de espécies. Torras e Saura (2008), estudando diferentes tratamentos silviculturais em florestas na bacia do Mediterrâneo, concluíram que a prevenção de distúrbios na floresta não é a melhor opção para a conservação e a melhoria da biodiversidade. Connell (1978) já discutia esta teoria em seu estudo e outros autores também observaram tal ocorrência em seus experimentos (COLLINS; GLENN; GIBSON, 1995; MOLINO; SABATIER, 2001; BONGERS et al., 2009 e CATFORD et al., 2012). Porém, há quem não acredite nesta teoria da forma como é apresentada (FOX, 2013).

No plano de manejo com remoção livre (Tabela 14), notou-se que o modelo, buscando atingir a receita mínima exigida, selecionou os indivíduos de maior DAP, removendo menor quantidade de árvores e gerando, conseqüentemente, menor receita. A seleção dessas árvores maiores para remoção compromete a operação de arraste, requerendo maior esforço das máquinas e gerando maior custo operacional.

O POA executado retirou um maior volume de madeira, sendo este um total de 9.355,19 m³ de madeira, 19,903 m³/ha. Como a legislação (BRASIL, 2006a) permite que sejam explorados até 21,5 m³/ha de madeira para um ciclo de 25 anos, todos os resultados atenderam a esse limite, tendo o modelo 10 (Tabela 16), no qual se explorou maior volume de madeira, contabilizado 19,419 m³/ha.

Considerando o preço de venda de R\$ 90,00/m³, a exploração executada pelo POA possibilitou obter uma receita de R\$ 841.950,00. A diferença entre

esta receita e a receita obtida por um dos modelos representa o custo de se utilizar este modelo, considerando uma precificação constante para cada espécie.

Observa-se que, para os planos de corte seletivo 1, 2 e 3, em que se trabalhou a remoção por espécie e classe diamétrica, a receita ultrapassou o valor de R\$600.000,00, sendo que se objetivou uma receita mínima de R\$500.000,00. Para os Modelos 3, 4, 5, 6, 11, 12, 13, 14 (restrições de adjacência e número máximo de indivíduos removidos por hectare), a receita mínima considerada foi de R\$250.000,00. A fim de obter maior receita e tornar estes modelos viáveis economicamente, foi testado um valor mínimo de R\$300.000,00, porém, o modelo não gerou nenhuma solução para este valor desejado. Isso demonstra que, para esse tipo de restrição, existe um custo elevado, ou seja, o PMFS deverá explorar uma menor densidade de árvores para atendê-las, reduzindo, assim, a receita auferida no final. A mesma tendência foi observada por Gomide (2009), ao utilizar as restrições URM e ARM em problemas de regulação florestal.

Quanto à adjacência, somente foi possível obter um único resultado factível, considerando a remoção livre de indivíduos, modelo 3 (capacitado com adjacência e variável fixa), pois este cenário deixou o modelo livre para escolher os indivíduos que atingissem a receita, ao contrário dos planos de corte seletivo, que controlavam o número de árvores/espécie/classe diamétrica. Já para a restrição de número máximo de indivíduos por hectare, todos os quatro modelos (5, 6, 13 e 14) envolvendo a remoção livre apresentaram resultados com receita mínima de R\$ 500.000,00. Estes resultados foram factíveis, pois todos os grids foram possíveis de serem explorados e não houve o controle de remoção por espécie e classe diamétrica.

Treze resultados apresentaram solução infactível (remoção livre – modelos 11 e 12; corte seletivo 1 – modelos 3, 4, 11 e 12; corte seletivo 2 – modelos 3, 4, 11 e 12; corte seletivo 3 – modelos 3, 11 e 12), ou seja, para estas

condições da floresta e aspectos técnicos desenvolvidos via restrições, não é possível aplicar estas variações no modelo da P-mediana. Os demais resultados (remoção livre – modelo 4; corte seletivo 1 – modelos 5, 6, 13 e 14; corte seletivo 2 – modelos 5, 6, 7, 13 e 14; corte seletivo 3 – modelos 4, 5, 6, 13 e 14) não apresentaram nenhuma solução ao final das 24 horas, o que demonstra uma alta complexidade. Entretanto, não se pode descartar a hipótese de haver soluções para estes problemas, ao passo que, com o aumento do período de processamento, existe a possibilidade de que o modelo apresente alguma solução.

No resultado gerado pelo modelo 3 (remoção livre), utilizando a Tabela 18 (ANEXO K), observou-se baixa remoção de indivíduos por espécie e classe diamétrica, tendo o número máximo de indivíduos removidos sido apenas 69 árvores, na segunda classe de diâmetro, sendo o valor permitido de 427 indivíduos pelo corte seletivo. A espécie mais explorada foi *Dipterix odorata*, tendo sido removidas 71 árvores.

Em estudos como os de Alonso (2003), Castro (2007), Gomide, Arce e Silva (2010; 2013), demonstrou-se como a aplicação de restrições de adjacência é útil no planejamento da colheita de talhões em florestas plantadas. Estas restrições garantem que talhões adjacentes não sejam selecionados para corte em um mesmo período do horizonte de planejamento. Gomide, Arce e Silva (2010) criaram quatro cenários de agendamento da colheita florestal envolvendo o uso da programação linear inteira, em que utilizaram restrições de adjacência do tipo *unit restriction model* (URM) e *area restriction model* (ARM). Os autores observaram que, apesar de estes cenários terem reduzido o valor presente líquido (VPL) e a produção volumétrica, obtiveram sucesso no controle de corte dos talhões adjacentes, o que impede a formação de extensas áreas contíguas. O mesmo ocorreu no presente estudo, conforme se observa na Figura 13, em que é possível observar o cumprimento da restrição de adjacência pelo modelo 3. O

número de pátios selecionados foi igual a 14, com capacidade máxima de 350 m³ de madeira por pátio. As árvores de mesma cor, marcadas no mapa, indicam que elas serão arrastadas para o mesmo pátio.

Este mesmo modelo (modelo 3) atendeu não somente à restrição de adjacência, como também à definição de variável fixa, em que o modelo buscou somente árvores distantes, até 400 m do pátio correspondente. Na Figura 14 mostra-se bem o funcionamento desta variável fixa. Não foram encontrados, na literatura, estudos que tenham utilizado tal variável, visto que os trabalhos encontrados são, na sua maior parte, relacionados às florestas plantadas e o controle sobre a distância de arraste é, na maioria das vezes, inexistente.

Como pode ser observado nesse mapa, não houve um controle sobre a restrição para que as árvores fossem impedidas de serem arrastadas sobre a APP. No entanto, tal problema pode ser facilmente solucionado, adicionando-se um multiplicador à distância entre o pátio e a árvore, para que a mesma ultrapasse os 400 m de distância e, assim, seja impedido o arraste da mesma para tal pátio.

Visto que o processamento foi interrompido antes que o modelo chegasse ao ótimo, observou-se que algumas árvores, indicadas para um determinado pátio, se encontram mais próximas de outro pátio. Para garantir que o modelo selecione somente as mais próximas, deve-se deixar o processamento continuar por um período maior de tempo.

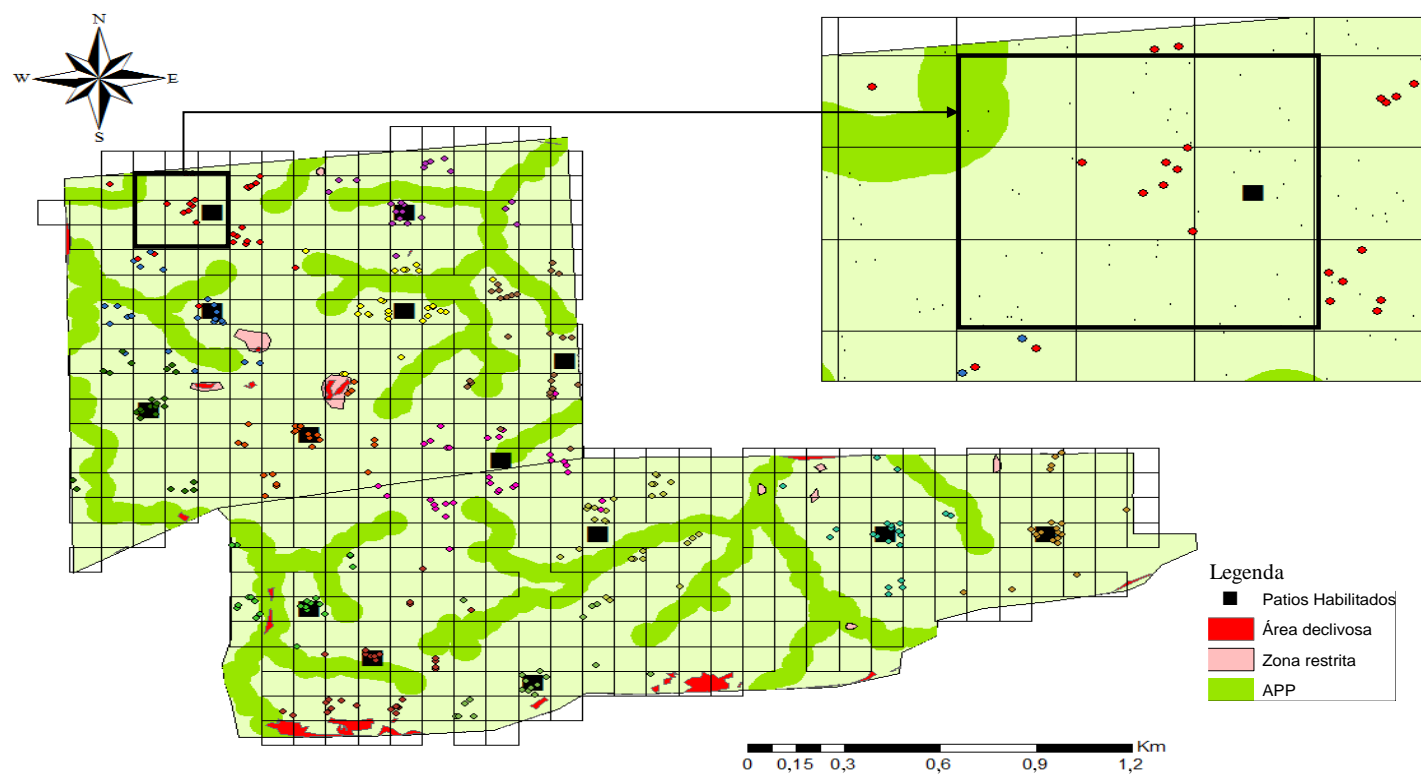


Figura 13 Mapa exploratório da UPA, mostrando as árvores selecionadas pelo modelo 3 da remoção livre com o uso da restrição de adjacência.

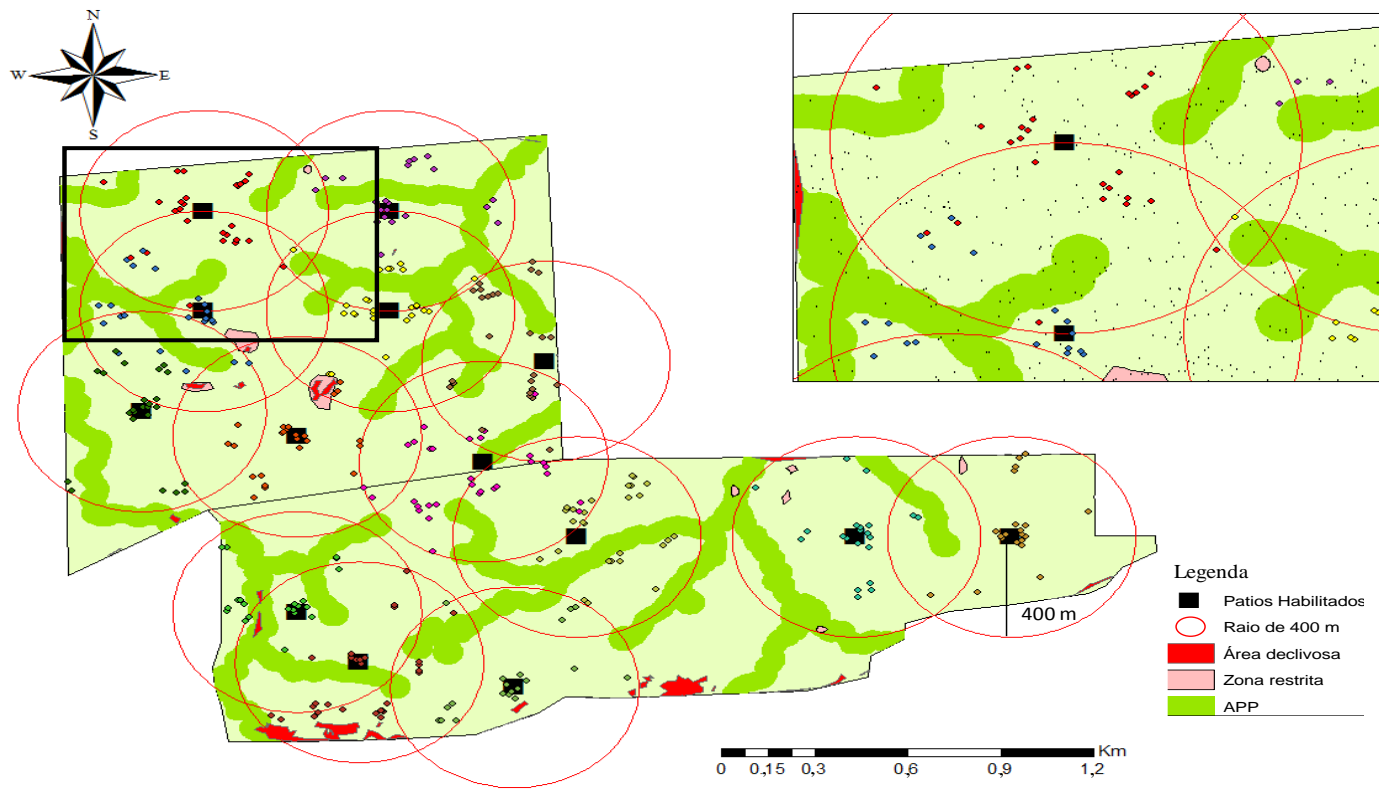


Figura14 Mapa exploratório da UPA, mostrando as árvores selecionadas pelo modelo 3 da remoção livre com o uso da restrição de adjacência e variável fixa.

A restrição de número máximo de indivíduos explorados por hectare só encontrou resposta, no período de 24 horas, para a remoção livre, conforme se observa na Tabela 14. Os resultados foram semelhantes, explorando o mesmo número de indivíduos, porém, variando os mesmos nas classes de diâmetro (Figura 15). Nas Tabelas 19, 20, 21 e 22, nos ANEXOS L, M, N e O, respectivamente, apresentam-se os resultados para estes modelos (5, 6, 13 e 14). Na Figura 16 é possível observar o cumprimento da restrição que definiu como limite máximo a exploração de cinco indivíduos por hectare. Neste cenário, o número de pátios habilitados pelo modelo foi o mesmo número de pátios construídos pelo plano executado (27 pátios).

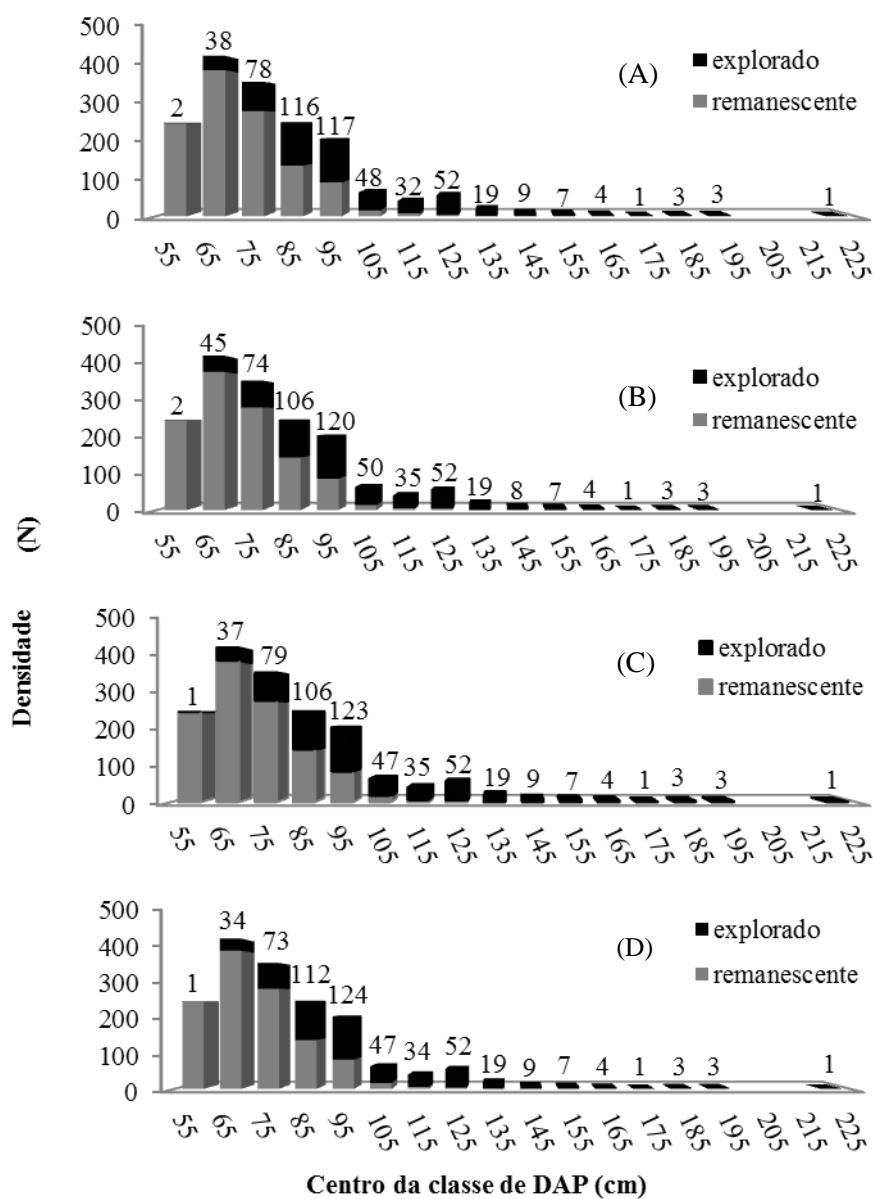


Figura 15 Opção de remoção livre, com restrição de número máximo de indivíduos por hectare. A - modelo capacitado; B - modelo capacitado com variável fixa; C - modelo não capacitado; D - modelo não capacitado com variável fixa.

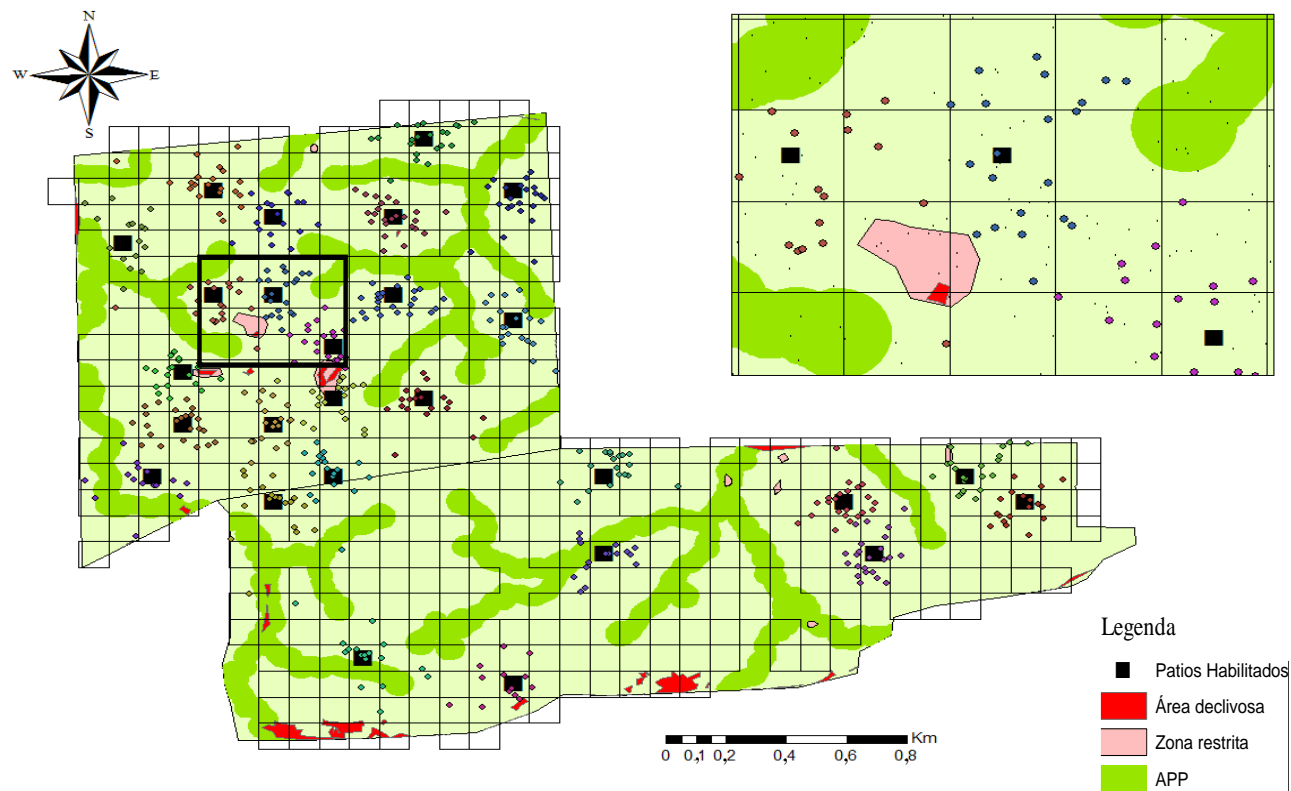


Figura 16 Mapa de exploração via corte seletivo da UPA, mostrando a aplicação da restrição de número máximo de indivíduos explorados por hectare e variável fixa.

Não foi observada variação significativa entre os modelos capacitados e não capacitados para volume de pátio. Para a remoção livre, observou-se que as mesmas árvores foram removidas utilizando-se os modelos 2, 7, 8, 9, 10, 15 e 16, conforme Tabela 23 (ANEXO P), referente ao modelo capacitado com variável fixa.

Na Figura 17 observa-se o mapa gerado por estes modelos que não apresentaram nenhuma diferença. O fato de as restrições de volume máximo por grid não terem gerado resultado significativo se justifica pelo alto valor empregado na restrição (200 m³), o que tornou o modelo bastante flexível nas intensidades de corte seletivo e impedindo o controle técnico desta questão.

O problema que pode ser observado, nestes casos, é a abertura de grandes clareiras, pois se concentrou uma maior exploração em pontos específicos. Porém, Francez et al. (2013) observaram, em seu trabalho, que, três anos após a exploração, os valores percentuais observados (floresta madura; floresta em construção e clareira) foram semelhantes aos valores encontrados antes da exploração florestal, o que, segundo ele, demonstra que a floresta deixada em pousio tem a capacidade de crescer e se regenerar rapidamente, proporcionando o fechamento do dossel.

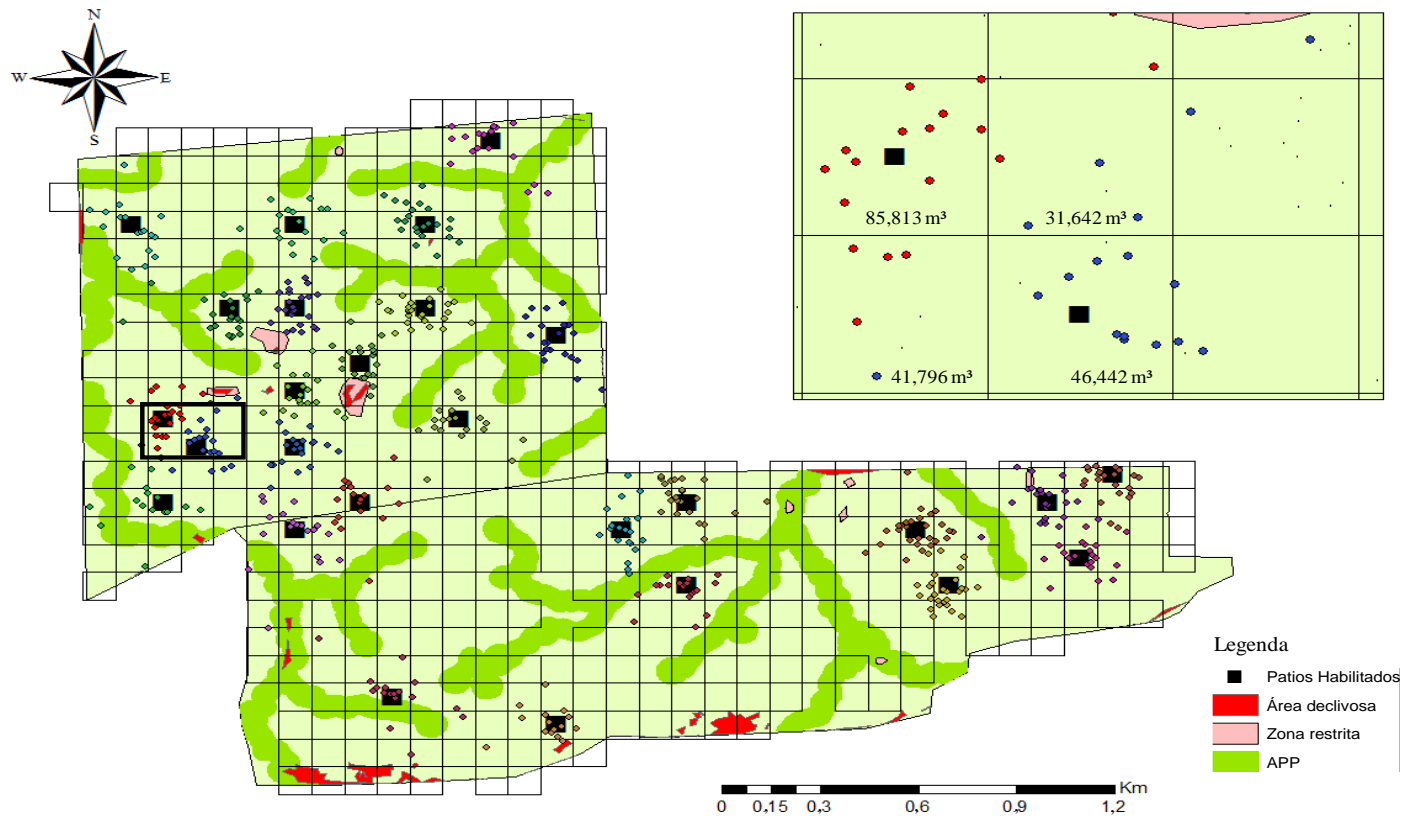


Figura 17 Mapa de exploração via corte seletivo da UPA aplicando as restrições de volume máximo explorado por grid (200m³) e o uso da variável fixa no modelo matemático de programação linear inteira (modelo 7).

A mesma quantidade de indivíduos explorados na remoção livre, pelos modelos 2, 7, 8, 9, 10, 15 e 16, foi também removida pelo modelo 1. A diferença encontrada foi que os indivíduos explorados não são totalmente os mesmos, conforme pode ser observado na Tabela 24 (ANEXO Q). Na Figura 18 apresentam-se os gráficos de distribuição por classe diamétrica, possibilitando ver nitidamente que a maior diferença ocorreu nas primeiras classes de diâmetro. Nesta mesma Figura, nota-se que a remoção das árvores selecionadas para o corte pode parecer respeitar a estrutura da floresta, porém, esta remoção por classe não decresce em progressão geométrica, como ocorre quando introduzido o conceito de De Liocourt para florestas balanceadas.

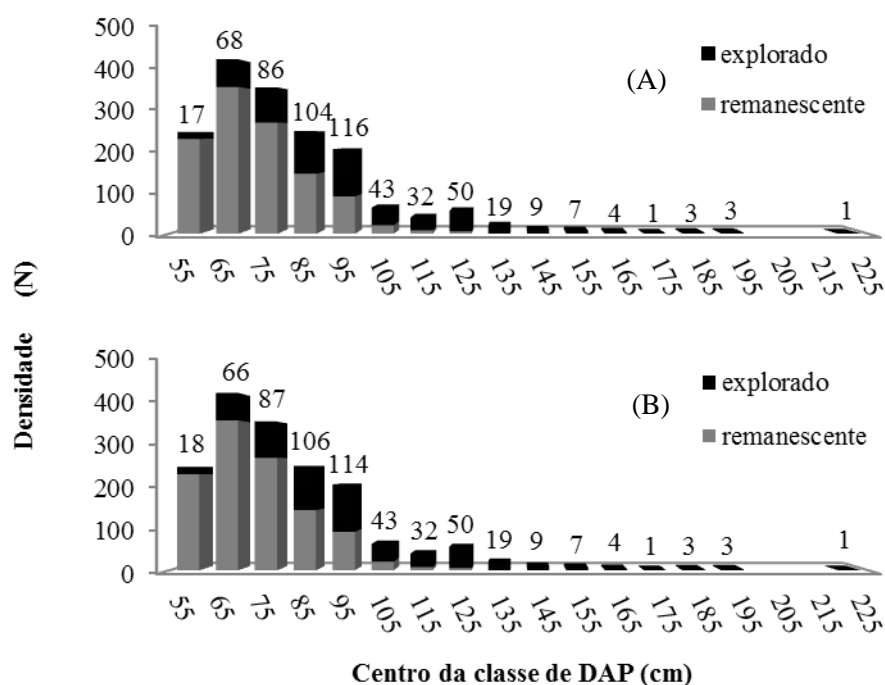


Figura 18 Planos de manejo com remoção livre. A - idêntico para os modelos capacitado com variável fixa; não capacitado com ou sem variável fixa; capacitado e não capacitado, com restrição de volume máximo explorado por hectare, com ou sem variável fixa; B - modelo capacitado.

Na Figura 19 apresenta-se a frequência explorada na área pelo POA, no ano de 2011, sendo possível notar que a exploração foi mais intensa que a exploração indicada pelos modelos desse estudo. Na Tabela 25 (ANEXO R) também podem ser encontrados os valores de volume e de área basal removidos por classe diamétrica, assim como se pode comparar a exploração realizada, com o indicado pelos cenários testados. Na Figura 20 apresenta-se o mapa com estes indivíduos explorados pelo POA. Nela é possível observar que a exploração atingiu toda a área e não houve nenhum dos controles propostos por este trabalho. Inclusive, observa-se que o executado explorou indivíduos com mais de 400 m de distância até o pátio por ele definido. Neste caso, o impacto sobre a vegetação remanescente é muito maior que as formas de exploração apresentadas pelo presente estudo.

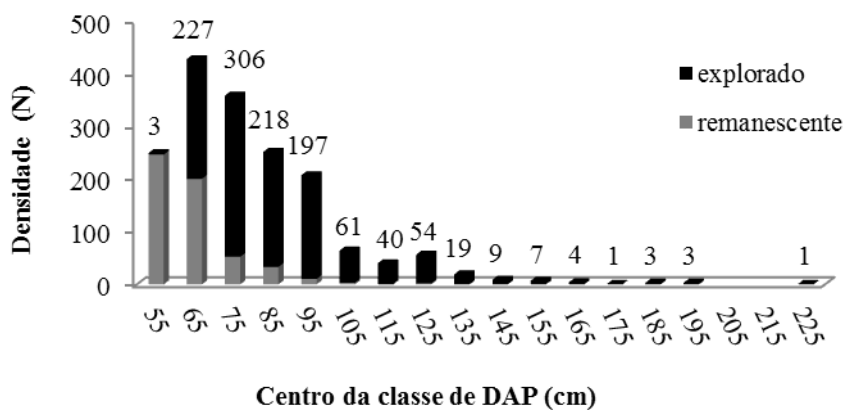


Figura 19 Exploração realizada em campo pelo PMFS, aprovada em 2011.

Com isso, nota-se que o uso de modelos matemáticos no planejamento da colheita florestal auxilia o gestor florestal na tomada de decisão, gerando cenários de remoção que, na prática, seriam impossíveis de serem testados antes da real exploração.

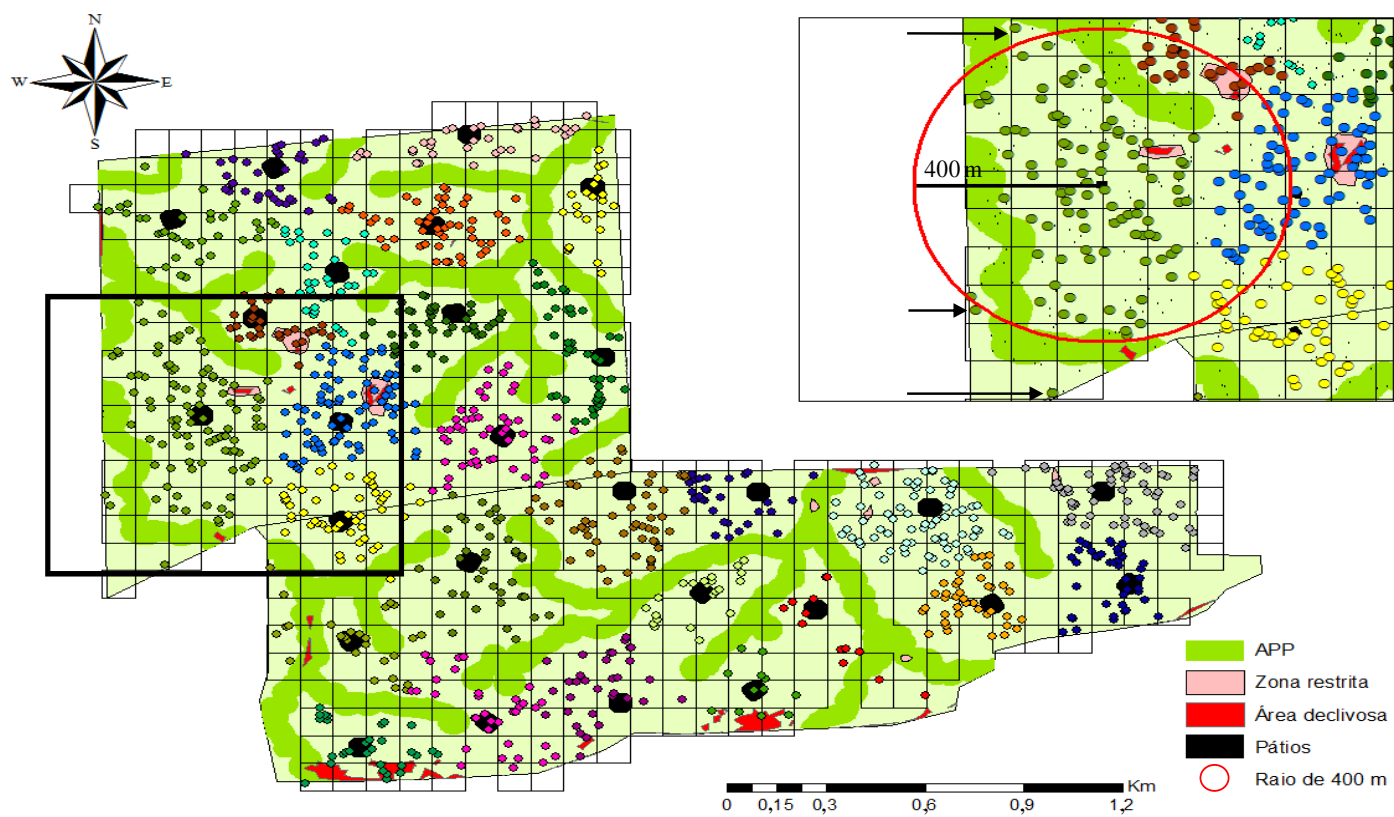


Figura 20 Mapa de exploração da UPA realizado pelo POA, em 2011.

7 CONCLUSÃO

- a) O modelo de PLI identifica, de forma ótima, as árvores que devem ser exploradas, assim como seus respectivos pátios de destino, facilitando o processo de tomada de decisão pelo elaborador do POA e evitando escolhas empíricas comumente executadas na prática.
- b) O menor deslocamento das máquinas dentro da UPA é possível, quando se aplica o modelo matemático desenvolvido no presente estudo, o que pode fomentar trabalhos conciliados com os planos de manejo florestal sustentável e, assim, reduzir ainda mais os impactos sobre a floresta remanescente.
- c) O modelo desenvolvido apresenta um potencial na geração de cenários de exploração florestal, mostrando-se eficiente no auxílio à tomada de decisão pelos gestores florestais.
- d) No presente estudo, não foram encontradas as soluções ótimas para as opções de remoção livre e corte seletivo, porém, as soluções factíveis encontradas apresentaram resultados satisfatórios, comprovando que é possível um planejamento do corte seletivo na Amazônia por meio do uso de PLI, com o propósito de minimizar o deslocamento de arraste das árvores passíveis de exploração até os pátios de estocagem. Além disso, prova-se que a alocação dos pátios é viável, quando conciliada com o uso de restrições impostas no modelo e desenvolvida para o problema.
- e) Os estudos de fitossociologia são de extrema importância para que se conheça a estrutura da floresta, assim como sua diversidade, possibilitando definir quais são as espécies raras no local de estudo por meio da densidade relativa, sendo mais restritivo que o critério imposto pela legislação.
- f) Planos de corte considerando o uso do quociente De Liocourt e da área basal são mais desejáveis, pois permitem planejar a exploração com menor impacto na estrutura da floresta remanescente.

- g) Cenários ótimos envolvendo restrições de adjacência, volume, capacidade volumétrica dos pátios, número de pátios e uso de variável de decisão fixa auxiliam o tomador de decisão, pois ele tem à sua disposição diferentes situações, podendo optar pela que lhe é mais favorável no momento, durante a elaboração do POA.
- h) Integrar o uso de modelos matemáticos de programação linear inteira com a geração de planos de manejo em florestas inequiâneas torna o projeto mais sustentado, pois não só atinge uma determinada receita, como busca proporcionar um menor impacto na estrutura da floresta.

8 RECOMENDAÇÕES

- a) Utilizar o modelo não linear de Meyer em sua forma original para estimar a distribuição diamétrica da floresta, pois se percebeu, posteriormente, que o modelo linear simples, com transformação logarítmica, não é preciso nas estimativas em certas classes.
- b) Simular um número maior de opções envolvendo remoções de área basal e variações no quociente de De Liocourt, para a obtenção de outros planos de corte seletivo.
- c) Utilizar intervalos de processamento maiores que o período utilizado neste estudo (24 horas), para que o modelo possa atingir a solução ótima.
- d) Inserir, no modelo matemático, outras restrições que controlem a espacialização da exploração, assim como a diversidade por grid.
- e) Desenvolver restrições que controlem o arraste de árvores por meio de APPs, gerando penalidades, caso ocorra.
- f) Utilizar restrições de adjacência do tipo *Area Restriction Model* (ARM), em substituição às restrições *Unit Restriction Model* (URM) empregadas neste estudo.

- g) Testar o uso de métodos aproximativos em substituição aos determinísticos, como o *branch and bound* e, assim, buscar reduzir o tempo de processamento, verificando ainda sua eficácia.
- h) Testar a viabilidade de se seguir o planejamento da exploração em uma área a ser explorada, empregando um dos modelos testados.
- i) Implementar o que foi planejado em outras áreas, permitindo comparações entre o planejado e o executado, gerando coeficientes técnicos de rendimento.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, D. M.; EK, A. R. Optimizing the management of uneven-aged forest stands. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 4, n. 3, p. 274-287, 1974.
- ALONSO, L. R. L. **O problema da consideração de restrições de adjacência em um planejamento florestal**. 2003. 114 p. Dissertação (Mestrado em Métodos Numéricos em Engenharia) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2003.
- ALMEIDA, F. **O bom negócio da sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2002.
- ALZAMORRA, G. G. S.; RAUPP, F. M. P.; PIZZOLATO, N. D. Localização e alocação de centros de saúde: estudo de caso em Ácora, Distrito de Puno, Peru. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PESQUISA OPERACIONAL, 43., 2011, Ubatuba. **Anais...** Ubatuba: Unesp, 2011. p. 2157-2169.
- ANDERSSON, D. **Approaches to integrated strategic/tactical forest planning**. 2005. 29 f. Thesis (Licentiate Thesis) - Swedish University of Agricultural Sciences, Umea, 2005.
- ARENALES, M. N.; ARMENTANO, V. A.; MORABITO, R. **Pesquisa operacional**: para cursos de engenharia. 2. reimpr. Rio de Janeiro: Elsevier, 2007. 523 p.

AZEVEDO, C. P. de. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental**: experimentação e simulação. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BARRETO, P. et al. **Custos e benefícios do manejo florestal para a produção de madeira na Amazônia Oriental**. Belém: Imazon, 1998. v. 10, p. 46. (Série Amazônia, 10).

BARROS, N. F. Recursos do solo versus sustentabilidade florestal. **Revista Opiniões**, Ribeirão Preto, p. 26-27, jun./ago. 2009.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology**: from individuals to ecosystems. 4th ed. Oxford: Blackwell, 2006.

BONGERS, F. et al. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 8, p. 798–805, 2009.

BOSTON, K.; BETTINGER, P. Combining tabu search and genetic algorithm heuristic techniques to solve spatial harvest scheduling problems. **Forest Science**, Lawrence, v. 48, n. 1, p. 35-46, Feb. 2002.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa nº 5, de 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2006a.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Taxa de desmatamento na Amazônia Legal medidas por meio do Prodes (Projeto de Monitoramento do Desflorestamento na Amazônia Legal)**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/florestas/control-e-preven%C3%A7%C3%A3o-do-desmatamento/plano-de-a%C3%A7%C3%A3o-para-amaz%C3%B4nia-ppcdam>>. Acesso em 10 dez. 2013.

BRASIL. PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. GRUPO PERMANENTE DE TRABALHO INTERMINISTERIAL PARA A REDUÇÃO DOS ÍNDICES DE DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA LEGAL. **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM)**. Brasília, 2004. Disponível em:

<http://www.fundoamazonia.gov.br/FundoAmazonia/export/sites/default/site_pt/Galerias/Arquivos/Publicacoes/PPCDAM.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2013.

BRASIL. PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis nos 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2006b.

BRASIL. PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2012.

BRAZ, E. M.; CARNIERI, C.; ARCE, J. E. Um modelo otimizador para organização dos compartimentos de exploração em floresta tropical. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 1, p. 77-83, 2004.

BRAZ, E. M. et al. Manejo da estrutura diamétrica remanescente de florestas tropicais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 4, p. 787-794, out./dez. 2012.

BRAZ, E. M. **Subsídios para o planejamento do manejo de Florestas Tropicais da Amazônia**. 2010. 236 p. Tese (Doutorado em Manejo Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BRAZ, E. M.; OLIVEIRA, M. V. N. **Planejamento da extração madeireira dentro de critérios econômicos e ambientais**. Rio Branco: Embrapa, 2001. (Circular Técnica, 39).

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.

BUONGIORNO, J.; GILLESS, J. K. **Forest management and economics: a primer in quantitative methods**. New York: Macmillan, 1987. 285 p.

CAMPOS, M. C. R. de et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 301-312, 2011.

CARDOSO, S. R. S. N. **Optimização de rotas e da frota associada**. 2009. 92 p. Dissertação (Mestrado Bolonha em Engenharia e Gestão Industrial) - Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2009.

CASTRO, R. R. de. **Regulação de florestas equiâneas incluindo restrições de adjacência**. 2007. 64 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

CATFORD, J. A. et al. The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: implications for species richness and management. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 14, p. 231–241, 2012.

COLLINS, S. L.; GLENN, S. M.; GIBSON, D. J. Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: decoupling cause and effect. **Ecology**, v. 76, n. 2, p. 486-492, Mar. 1995.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**: new series, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, Mar. 1978.

CONSELHO NACIONAL DO 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 [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2009.

CONSTANTINO, M.; MARTINS, I.; BORGES, J. G. A New mixed-integer programming model for harvest scheduling subject to maximum area restrictions. **Operations Research**, v. 56, n. 3, p. 542-551, May/June 2008.

CORREIA, F. W. S. et al. Balanço de umidade na Amazônia e sua sensibilidade às mudanças na cobertura vegetal. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 59, n. 3, p. 39-43, 2007.

DAVIS, L. S.; JOHNSON, K. N. **Forest management**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1987. 790 p.

DYKSTRA, D. P. **Mathematical programming for natural resource management**. New York: McGraw Hill Book, 1984. 318 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS. **POA** – Plano Operacional Anual da Fazenda Rio Brilhante. Rio Branco: Empresa/Acre, 2011.

FERNANDES, A. P. D. et al. Alternativas de planejamento para a exploração florestal. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 3, p. 339-350, jul./set. 2013.

FERREIRA, L. V.; PRANCE, G.T. Species richness and floristic composition in four hectares in the Jaú National Park in upland Forests in Central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1349-1364, 1998.

FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; D'OLIVEIRA, M. V. N. **Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal**. 2. ed. Rio Branco: Embrapa Acre, 2008. 183 p.

FIMBEL, R. A.; GRAJAL, A.; ROBINSON, J. G. **The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests**. New York: Columbia University, 2001.

FOX, J. W. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 2, p. 86-92, Feb. 2013.

FRANCEZ, L. M. B. et al. Influência da exploração florestal de impacto reduzido sobre as fases de desenvolvimento de uma floresta de terra firme, Pará, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 4, p. 743-753, out./dez. 2013.

FUJIHARA, M. A. et al. **O valor das florestas**. São Paulo: Terra das Artes, 2009.

GOMES, M. A. **Avaliação ambiental na implementação do Empreendimento Sucroalcooleiro na Região de Capixaba, Acre**. 2009. Tese (Doutorado em Solos de Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

GOMIDE, L. R.; ARCE, J. E.; SILVA, A. C. L. da. Comparison the metaheuristic Simulated Annealing and Integer Linear Programming for solving the forest harvest scheduling with adjacency constraints. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 2, p. 451-462, 2013.

GOMIDE, L. R.; ARCE, J. E.; SILVA, A. C. L. da. Efeito das restrições espaciais de adjacência no planejamento florestal otimizado. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 3, p. 573-584, jul./set. 2010.

GOMIDE, L. R.; MOURA, A. L. M.; MELLO, J. M. Simulação otimizada da exploração florestal de impacto reduzido em uma mata nativa localizada em Lavras, MG. In: CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFLA, 2011, Lavras. **Anais...** Lavras: UFLA/PRPG, 2011.

GOMIDE, L. R. **Planejamento florestal espacial**. 2009. 256 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

HANEWINKEL, M.; FRUTIG, F.; LEMM, R. Economic performance of uneven-aged forests analysed with annuities. **Forestry: an international journal of forest research**, v. 87, n. 1, p. 49-60, Jan. 2014.

HIGUCHI, N. Utilização e manejo dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazônica**, v. 24, n. 3-4, p. 275-288, 1994.

HILLIER, F. S.; LIEBERMAN, G. J.; HILLIER, M. **Introduction to operations research**. New York: McGraw-Hill, 1990.

HITIMANA, J.; KIYIAPI, J. L.; NJUNGE, J. T. Forest structure characteristics in disturbed and undisturbed sites of Mt. Elgon Moist Lowver Montane Forest, western Kenya. **Forest Ecology and Management**, v. 194, n. 1-3, p. 269-291, 2004.

HOLMES, T. P. et al. **Custos e benefícios financeiros da exploração florestal de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental**. 2. ed. Belém: IFT, 2004.

INSTITUTO FLORESTA TROPICAL. Acordos empresa – comunidade: recomendações técnicas para acordos legais e justos entre empresas madeireiras e comunidades florestais na Amazônia. **Boletim Técnico IFT01**. 2012a.

Disponível em:

<http://www.ift.org.br/arquivosdb/boletim_tecnico_01_web.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2013.

INSTITUTO FLORESTA TROPICAL. Avaliação de danos e desperdícios provocados pela exploração madeireira em florestas amazônicas: um método

prático para avaliar a qualidade da exploração. **Boletim Técnico IFT02**. 2012b. Disponível em: <http://www.ift.org.br/arquivosdb/BOLETIM_TECNICO_02_web.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2013.

IORIS, E. M. Na trilha do manejo científico da floresta tropical: indústria madeireira e florestas nacionais. **Ciências Humanas**, Belém, v. 3, n. 3, p. 289-309, 2008.

KERR, G. The management of silver fir forests: de Liocourt (1898) revisited. **Forestry**, v. 87, p. 29–38, 2014.

LEITE, H. G. **Conversão de troncos em multiprodutos da madeira, utilizando-se programação dinâmica**. 1994. 230 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1994.

LENTINI, M. et al. **Fatos florestais da Amazônia**. Belém: Imazon, 2005. 104 p.

LIMA FILHO, D. A. et al. Inventário florístico de floresta ombrófila densa de terra firme, na Região do Rio Urucu-Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 31, p. 565-579, 2001.

LIMA, J. P. C.; LEÃO, J. R. A. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de florestas nativa e plantada na Amazônia Sul Ocidental. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 1, p. 70-79, jan./mar. 2013.

LINDENMAYER, D. B. et al. Newly discovered landscape traps produce regime shifts in wet forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 38, p. 87-91, Sept. 2011.

MACHADO, C. C. (Org.). **Colheita florestal**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2002. 501 p.

MACHADO, C. C.; LOPES, E. S. Planejamento. In: MACHADO, C. C. (Ed.). **Colheita Florestal**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2008. p. 185-230.

MARTINHAGO, A. Z. **Otimização para a locação de pátios de estocagem para exploração de impacto reduzido na Amazônia brasileira**. 2012. 162 p.

Tese (Doutorado em Manejo e Colheita Florestal) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2012.

MARTINS, F. R. Fitossociologia de florestas no Brasil: um histórico bibliográfico. **Pesquisas**: série botânica, São Leopoldo, n. 40, p. 103-164, 1989.

MEYER, H. A. Structure, growth, and drain inbalanced uneven-aged forests. **Journal of Forestry**, v. 50, n. 2, p. 85-92, 1952.

MITCHELL, S. A. **Operational forest harvest scheduling optimization**: a mathematical model and solution strategy. 2004. 252 f. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of Auckland, Auckland, 2004.

MOLINO, J. F.; SABATIER, D. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, v. 294, n. 5547, p. 1702-1704, Nov. 2001.

MURRAY, A.; CHURCH, R. Spatial restriction in harvest scheduling. **Forest Science**, Lawrence, v. 45, n. 1, p. 45-52, 1999.

O'HARA, K. L. **Multiaged silviculture of ponderosa pine**. Washington: USDA Forest Service, 2005. (Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-198).

ÖHMAN, K.; ERIKSSON, L. O. Allowing for spatial consideration in long-term forest planning by linking linear programming with simulated annealing. **Forest Ecology and Management**, Netherlands, v. 161, n. 1, p. 221-230, 2002.

OLIVEIRA, A. A.; DALY, D. C. Geographic distribution of tree species occurring in the region of Manaus, Brazil: implications for regional diversity and conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, p. 1245-1259, 1999.

OLIVEIRA, A. N. de. et al. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 4, p. 627-642, 2008.

OLIVEIRA, A. N. de; AMARAL, I. L. DO. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 34, n. 1, p. 21-34, 2004.

OLIVEIRA, L. C. de 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**, Piracicaba, n. 69, p. 62-76, dez. 2005.

PAULA, J. E. de et al. Levantamento florístico e sua distribuição diamétrica da vegetação de um cerrado sensu stricto e de um fragmento de floresta de galeria no ribeirão Dois Irmãos na APA de Cafuringa, DF, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, n. 3, p. 35-46, set. 2009.

PEREIRA, D. et al. **Fatos florestais da Amazônia**. Belém: Imazon, 2010. 122 p.

PINTO, A. C. M. et al. Análise de danos de colheita de madeira em Floresta Tropical Úmida sob regime de manejo florestal sustentado na Amazônia Ocidental. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 459-466, 2002.

PINTO, K. R. **Aprendendo a decidir com a pesquisa operacional**: modelos e métodos de apoio à decisão. 1. ed. Uberlândia: EDUFU, 2005. 114 p.

PINTO, S. I. C. et al. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Florestal Mata do Paraíso, Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 5, p. 823-833, 2007.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 15 dez. 2013.

REICH, P. B. Accelerating a silvicultural metamorphosis? **Bio Science**, v. 59, n. 9, p. 807-809, Oct. 2009.

RIBEIRO, C. A. A. S. Floresta de precisão. In: MACHADO, C. C. (Ed.). **Colheita florestal**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa. 2008. p. 328-351.

RICHARD, P. W. **The tropical rain Forest an ecological study**. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University, 1996.

ROCHA, E. S. et al. Avaliação de um sistema operacional de exploração florestal utilizado na Amazônia. **Revista Ciências Agrárias**, Belém, n. 47, p. 59-69, jan./jun. 2007.

RODRIGUES, F. L. et al. Metaheurística *simulated annealing* para solução de problemas de planejamento florestal com restrições de integridade. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 247-256, 2004.

RUSTAGI, K. P. Forest management planning for timber production: a sequential approach. Operational forest management planning methods. In: MEETING OF STEERING SYSTEMS PROJECT GROUP, INTERNATIONAL UNION OF FORESTRY RESEARCH ORGANIZATIONS, 1978, Bucharest, Romania. **Proceedings...** Berkeley: Project group/International Union of Forestry Research Organizations, 1978. p. 68-75. (Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-32).

SANTOS, K. C. dos. **Proposta conceitual de um modelo de localização de estabelecimentos de ensino**. 2005. 210 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.

SCHNEIDER, P. R. **Manejo florestal**: planejamento da produção florestal. Santa Maria: UFSM, 2008. 500 p.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998. 438 p. (Textos Acadêmicos).

SESSIONS, J.; BETTINGER, P. Hierarchical planning: pathway to the future? In: INTERNATIONAL PRECISION FORESTRY COOPERATIVE SYMPOSIUM, 1., 2001, Washington. **Proceedings...** Washington, 2001. p. 185-190.

SHULTE, B. J.; BUONGIORNO, J. Effects of uneven-aged silviculture on the stand structure, species composition, and economic returns of loblolly pine stands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 111, n. 1, p. 83-101, 1998.

SILVA et al. Otimização operacional de impacto reduzido no corte seletivo de uma floresta inequidânea. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PESQUISA OPERACIONAL, 45., 2013, Natal. **Anais...** Natal, UFRN, 2013. p. 676-685.

SILVA, K. E. da; MATOS, F. D. A.; FERREIRA, M. M. Composição florística e fitossociologia de espécies arbóreas do Parque Fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 2, p. 213-222, 2008.

SMERALDI, R. A sustentabilidade da floresta. In: FUJIHARA, M. A. et al. **O valor das florestas**. São Paulo: Terra das Artes, 2009.

SOUZA, D. R. de; SOUZA, A. L. de. Emprego do método BD q de seleção após a exploração florestal em Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme, Amazônia oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 4, July/Aug. 2005.

SOUZA, L. A. de et al. Critérios de seleção como subsídio ao manejo florestal na Amazônia: Método BD q . **Revista de Ciências da Amazônia**, Macapá, v. 1, n. 1, p. 5, 2013.

STEEGE, H. T. et al. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, Oct. 2013.

TAHA, H. A. **Investigación de operaciones**. 5. ed. México: Alfaomega, 1994. 960 p.

TEIXEIRA, A. F. **Aplicação de algoritmos evolucionários na solução de problemas de planejamento florestal multiobjetivo**. 2002. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciência da Computação) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

TORRAS, O.; SAURA, S. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 8-9, p. 3322-3330, maio 2008,

VERÍSSIMO, A. O desafio do manejo florestal na Amazônia. In: FUJIHARA, M. A. et al. **O valor das florestas**. São Paulo: Terra das Artes, 2009.

VERÍSSIMO, A. et al. Logging impacts and prospects for sustainable Forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 55, p. 169-199, 1992.

VERÍSSIMO, A. et al. Impactos sociais, econômicos e ecológicos da exploração seletiva de madeira numa região de fronteira na Amazônia Oriental: o caso de Tailândia. In. BARROS, A. C.; VERÍSSIMO, A. (Ed.). **A expansão da atividade madeireira na Amazônia**: impactos e perspectivas para o desenvolvimento do setor florestal na Pará. Belém: IMAZON, 1996. p. 8-44.

WAGNER, H. M. **Pesquisa operacional**. Rio de Janeiro: Prentice-Hall, 1986. 851 p.

WORLD ATLAS. **Extensão da Amazônia Internacional**. Londres: Dorling Kindersley, 2003. Disponível em: < <http://revistaescola.abril.com.br/ensino-medio/saiba-mais-amazonia-689306.shtml> >. Acesso em: 20 dez. 2013.

ANEXOS

ANEXO A – TABELA 1 NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS POR ESPÉCIE, COM DAP ≥ 30 CM

Nº	Família	Sp	Nome comum	N	Corte seletivo
1	Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i>	Pau-marfim	11	
2	Caesalpiniaceae	<i>Amburana acreana</i>	Cerejeira cumaru	169	x
3	Caesalpiniaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i>	Cumaru-cetim	157	x
4	Sapotaceae	<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	Pereiro	12	
5	Sapotaceae	<i>Aspidosperma Vargasii</i>	Amarelão	81	x
6	Anacardiaceae	<i>Astronium leicotei</i>	Aroeira maracatiara	91	x
7	Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i>	Castanheira	16	
8	Moraceae	<i>Brosimum uleanum</i>	Manitê	48	x
9	Lecythidaceae	<i>Cariniana micrantha</i>	Currimboque Verm Jequití	38	x
10	Moraceae	<i>Castilla ulei</i>	Caucho (amarelo, banha)	105	x
11	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro (vermelho, rosa)	199	x
12	Bombacaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Samaúma (branca, verdadeira)	68	x
13	Bombacaceae	<i>Ceiba samauma</i>	Sumaúma-preta	25	x
14	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum pruri</i>	Abiurana (vermelha, sabia)	30	x
15	Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i>	Guariúba (amarela, vermelha)	19	
16	Caesalpiniaceae	<i>Copaifera multijuga</i>	Copaíba (preta)	49	x
17	Lecythidaceae	<i>Couratari macrosperma</i>	Tauari (vermelho)	20	
18	Caesalpiniaceae	<i>Dialium guianensis</i>	Tamarina	38	x

“Tabela1, conclusão”

19	Mimosaceae	<i>Dinizia excelsa</i>	Angelim-pedra	66	x
20	Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i>	Cumaru-ferro	352	x
21	Mimosaceae	<i>Enterolobium schomburski</i>	Fava-orelhinha-de-macaco	15	
22	Lecythidaceae	<i>Eschweilera odorata</i>	Matamata (rx,prt) castara	166	x
23	Moraceae	<i>Ficus gameleira</i>	Gameleira	18	
24	Euphorbiaceae	<i>Hevea brasiliensis</i>	Seringueira Seringa real	9	
25	Euphorbiaceae	<i>Hura crepitans</i>	Assacu	45	x
26	Caesalpiniaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatoba	49	x
27	Sapotaceae	<i>Manilkara surinamensis</i>	Maçaranduba (vermelha)	22	
28	Lauraceae	<i>Mezilaurus itauba</i>	Itaúba	2	
29	Fabaceae	<i>Myroxylon balsamum</i>	Balsamo	37	
30	Lauraceae	<i>Ocotea neesiana</i>	Louro-preto	3	
31	Mimosaceae	<i>Parkia pendula</i>	Angico-visgueiro-saia	143	x
32	Caesalpiniaceae	<i>Phyllocarpus riedellii</i>	Guaribeiro	166	x
33	Sapotaceae	<i>Pouteria minima</i>	Abiu-bravo	1	
34	Sapotaceae	<i>Pouteria pachycarpa</i>	Bolao	7	
35	Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i>	Cambui	13	
36	Volchysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i>	Catuaba-roxa	62	x
37	Anacardiaceae	<i>Spondias lutea</i>	Caja-cajazeira	16	
38	Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i>	Mogno-aguano	27	x
39	Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i>	Pau-d'arco-amarelo (ipê)	33	
40	Combretaceae	<i>Terminalia guianensis</i>	Imbirindiba-amarela	161	x
41	Volchysiaceae	<i>Vochysia maxima</i>	Quaruba	3	

**ANEXO B – TABELA 4 ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA
REALIZADA PARA OS INDIVÍDUOS COM DAP > 50cm**

Espécie	DA (N. ha ⁻¹)	DR (%)	DoA (m ² . ha ⁻¹)	DoR (%)	H' (nats/indivíduo)
<i>Dipteryx odorata</i>	0,695	14,125	0,471	18,192	0,276
<i>Cedrela odorata</i>	0,374	7,602	0,164	6,355	0,195
<i>Phyllocarpus riedelii</i>	0,338	6,868	0,148	5,723	0,183
<i>Terminalia guianensis</i>	0,331	6,738	0,150	5,800	0,181
<i>Eschweilera odorata</i>	0,325	6,609	0,153	5,938	0,179
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,297	6,047	0,166	6,412	0,169
<i>Parkia pendula</i>	0,280	5,701	0,127	4,924	0,163
<i>Amburana acreana</i>	0,270	5,486	0,106	4,113	0,159
<i>Castilla ulei</i>	0,212	4,319	0,089	3,436	0,135
<i>Astronium leicotei</i>	0,163	3,326	0,058	2,272	0,113
<i>Ceiba pentandra</i>	0,134	2,721	0,137	5,291	0,098
<i>Dinizia excelsa</i>	0,131	2,678	0,057	2,227	0,097
<i>Aspidosperma vargasii</i>	0,117	2,375	0,036	1,389	0,088
<i>Qualea grandiflora</i>	0,108	2,203	0,052	2,010	0,084
<i>Copaifera multijuga</i>	0,102	2,073	0,066	2,562	0,080
<i>Brosimum uleanum</i>	0,100	2,030	0,066	2,557	0,079
<i>Hura crepitans</i>	0,093	1,900	0,098	3,817	0,075
<i>Hymenaea courbaril</i>	0,091	1,857	0,052	2,009	0,074
<i>Cariniana micrantha</i>	0,078	1,598	0,050	1,940	0,066
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	0,063	1,295	0,027	1,049	0,056
<i>Dialium guianensis</i>	0,059	1,209	0,024	0,942	0,053
<i>Ceiba samauma</i>	0,053	1,079	0,030	1,178	0,048
<i>Swietenia macrophylla</i>	0,053	1,079	0,033	1,281	0,048
<i>Myroxylon balsamum</i>	0,046	0,950	0,013	0,523	0,044
<i>Manilkara surinamensis</i>	0,042	0,863	0,022	0,881	0,041
<i>Couratari macrosperma</i>	0,038	0,777	0,018	0,705	0,037
<i>Ficus gameleira</i>	0,038	0,777	0,023	0,895	0,037
<i>Clarisia racemosa</i>	0,034	0,691	0,013	0,531	0,034
<i>Spondias lutea</i>	0,034	0,691	0,012	0,467	0,034
<i>Bertholletia excelsa</i>	0,031	0,647	0,042	1,640	0,032

“Tabela 4, conclusão”

<i>Enterolobium schomburgkii</i>	0,031	0,647	0,014	0,570	0,032
<i>Tabebuia serratifolia</i>	0,031	0,647	0,008	0,336	0,032
<i>Psidium sartorianum</i>	0,025	0,518	0,008	0,330	0,027
<i>Agonandra brasiliensis</i>	0,023	0,475	0,011	0,439	0,025
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	0,019	0,388	0,012	0,477	0,021
<i>Hevea brasiliensis</i>	0,019	0,388	0,008	0,337	0,021
<i>Pouteria pachycarpa</i>	0,014	0,302	0,005	0,197	0,017
<i>Ocotea neesiana</i>	0,006	0,129	0,002	0,094	0,008
<i>Vochyasia maxima</i>	0,004	0,086	0,001	0,072	0,006
<i>Mezilaurus itauba</i>	0,002	0,043	0,000	0,030	0,003
<i>Pouteria minima</i>	0,002	0,043	0,001	0,040	0,003
Total geral	4,925	100	2,588	100	3,171

ANEXO C – TABELA 5 DISTRIBUIÇÃO DOS INDIVÍDUOS NAS CLASSES DIAMÉTRICAS SEM AS ESPÉCIES RARAS

ESPÉCIES	CLASSE DE DIÂMETRO																		Total
	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2													110
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	7	1										123
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1														46
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1														63
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2		1		1							42
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1				2								25
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2		1	2											86
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1											143
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3		4	4	2	1	1	1	1			1	47
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1												20
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	3	7	4	2	2			1											19
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1					1					42
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3														21
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3													48
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	3	1	2							278
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2		2					1					127
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2				2				29
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	1											33
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1												101
<i>Phyllocarpus riedelii</i>	15	43	29	25	10	1	1												124
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2												40
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1		3	1										22
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1												110
TOTAL	249	427	358	251	207	64	40	56	19	9	7	4	1	3	3			1	1699

Em que: N = número de indivíduos na respectiva classe diamétrica para cada espécie; * primeira classe 50 cm e intervalos de 10 cm.

ANEXO D – TABELA 6 DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DOS INDIVÍDUOS PARA A FLORESTA EM ESTUDO

Classes	LI (cm)	LS (cm)	VC (cm)	F	FE	q
1	50	59,9	54,95	291	633,509	1,517
2	60	69,9	64,95	492	417,604	1,517
3	70	79,9	74,95	399	275,281	1,517
4	80	89,9	84,95	269	181,463	1,517
5	90	99,9	94,95	229	119,619	1,517
6	100	109,9	104,95	69	78,852	1,517
7	110	119,9	114,95	42	51,978	1,517
8	120	129,9	124,95	63	34,264	1,517
9	130	139,9	134,95	22	22,586	1,517
10	140	149,9	144,95	10	14,888	1,517
11	150	159,9	154,95	11	9,814	1,517
12	160	169,9	164,95	4	6,469	1,517
13	170	179,9	174,95	1	4,264	1,517
14	180	189,9	184,95	3	2,811	1,517
15	190	199,9	194,95	3	1,853	1,517
16	200	209,9	204,95	0	1,221	1,517
17	210	219,9	214,95	0	0,805	1,517
18	220	229,9	224,95	1	0,530	1,517
Total				1.909	1.857,822	

LI – limite inferior; LS – limite superior; VC – valor central da classe de diâmetro; F – frequência observada; FE – frequência estimada dos indivíduos; q – quociente de Liocourt; $FE = \text{Exp}(\beta_0 + \beta_1 VC)$, sendo $\beta_0 = 8,7412$; $\beta_1 = -0,0416$; $R^2 = 92,95\%$; $R^2_{aju.} = 92,44\%$ e erro padrão residual = 0,5931.

**ANEXO E – TABELA 8 CORTE SELETIVO COM REMOÇÃO DE 50%
DE ÁREA BASAL E QUOCIENTE DE LIOCOURT ORIGINAL**

Classes	VC (cm)	\bar{V} (m ³)	Frequência		
			Observada	Remanescente	Explorada
1	54,95	2,847	291	291,00	0,00
2	64,95	4,117	492	236,60	255,40
3	74,95	5,565	399	155,96	243,04
4	84,95	7,399	269	102,81	166,19
5	94,95	8,987	229	67,77	161,23
6	104,95	11,137	69	44,67	24,33
7	114,95	13,511	42	29,45	12,55
8	124,95	16,520	63	19,41	43,59
9	134,95	18,916	22	12,80	9,20
10	144,95	21,287	10	8,44	1,56
11	154,95	26,378	11	5,56	5,44
12	164,95	27,955	4	3,67	0,33
13	174,95	34,541	1	1,00	0,00
14	184,95	35,935	3	1,59	1,41
15	194,95	38,405	3	1,05	1,95
16	204,95	0,000	0	0,00	0,00
17	214,95	0,000	0	0,00	0,00
18	224,95	52,725	1	0,30	0,70
Total	-	-	1.909	982,10	926,92

VC – valor central da classe de diâmetro; \bar{V} – volume comercial médio por classe de diâmetro.

ANEXO F – TABELA 9 CORTE SELETIVO COM REMOÇÃO DE 50% DE ÁREA BASAL E QUOCIENTE DE LIOCOURT DE 0,9q

Classes	VC (cm)	\bar{V} (m ³)	Frequência		
			Observada	Remanescente	Explorada
1	54,95	2,847	291	226,03	64,97
2	64,95	4,117	492	165,55	326,45
3	74,95	5,565	399	121,26	277,74
4	84,95	7,399	269	88,81	180,19
5	94,95	8,987	229	65,05	163,95
6	104,95	11,137	69	47,64	21,36
7	114,95	13,511	42	34,90	7,10
8	124,95	16,520	63	25,56	37,44
9	134,95	18,916	22	18,72	3,28
10	144,95	21,287	10	10,00	0,00
11	154,95	26,378	11	10,04	0,96
12	164,95	27,955	4	4,00	0,00
13	174,95	34,541	1	1,00	0,00
14	184,95	35,935	3	3,00	0,00
15	194,95	38,405	3	2,89	0,11
16	204,95	0,000	0	0,00	0,00
17	214,95	0,000	0	0,00	0,00
18	224,95	52,725	1	1,00	0,00
Total	-	-	1.909	825,50	1.083,55

VC – valor central da classe de diâmetro; \bar{V} – volume comercial médio por classe de diâmetro.

**ANEXO G – TABELA 10 CORTE SELETIVO COM REMOÇÃO DE 50%
DE ÁREA BASAL E QUOCIENTE DE LIOCOURT DE 1,1q**

Classes	VC (cm)	\bar{V} (m ³)	Frequência		
			Observada	Remanescente	Explorada
1	54,95	2,847	291	291,00	0,00
2	64,95	4,117	492	291,29	200,71
3	74,95	5,565	399	174,56	224,44
4	84,95	7,399	269	104,61	164,39
5	94,95	8,987	229	62,69	166,31
6	104,95	11,137	69	37,57	31,43
7	114,95	13,511	42	22,51	19,49
8	124,95	16,520	63	13,49	49,51
9	134,95	18,916	22	8,08	13,92
10	144,95	21,287	10	4,84	5,16
11	154,95	26,378	11	2,90	8,10
12	164,95	27,955	4	1,74	2,26
13	174,95	34,541	1	1,00	0,00
14	184,95	35,935	3	0,62	2,38
15	194,95	38,405	3	0,37	2,63
16	204,95	0,000	0	0,00	0,00
17	214,95	0,000	0	0,00	0,00
18	224,95	52,725	1	0,08	0,92
Total	-	-	1.909	1.017,00	891,65

VC – valor central da classe de diâmetro; \bar{V} – volume comercial médio por classe de diâmetro.

ANEXO H – TABELA 11 CORTE SELETIVO COM REMOÇÃO DE 50% DE ÁREA BASAL E q ORIGINAL

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1													
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1											
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2				2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2											
<i>Castilla olei</i>	8	38	21	14	2		1	2										
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1						1			
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	2	7	5	1							
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	3	1	1	2					
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1					2						
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	1	1											
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1											
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	1										
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2		1		1						
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2		2	1					1			
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1		3	1									
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	4	2	9	7	3		4	2	4	2	1	1	0	1	0	1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1											
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO I – TABELA 12 CORTE SELETIVO COM REMOÇÃO DE 50% DE ÁREA BASAL E 0,9q

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum pruriifolium</i>	3	7	4	2	2													
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	5	6	1	1												
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	8	9	3	2	3										
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1	1	0									
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2				2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2	2	1	0	0				0			
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2		1	2										
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1					1	0			
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	7	1									
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	3	0	1	2					
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1	0				2	0					
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	1	1											
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1	0										
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	1										
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2	1	0		1	0					
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2	0	2	0					1	0		
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1	0	3	2	1	0							
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3	1	4	0	2	0	1	0	1	0	1	0
<i>Ceiba samauma</i>	2	4	3	2	5	3	1	0	0									
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3	2												

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO J – TABELA 13 CORTE SELETIVO COM REMOÇÃO DE 50% DE ÁREA BASAL E 1,1q

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum pruriifolium</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1													
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1											
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4			2	3	4	1	2				2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2											
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2	1	2											
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acoreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1					1				
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	7	1									
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	3	1	2						
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1					2	2					
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	1	1											
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1											
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	1										
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2		1		1						
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2		2	1								
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1	3	1		1								
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3		4	4	2	1	1	1	1			1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1			3	2	2	1	0	1	1		1
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

**ANEXO K – TABELA 18 MODELO CAPACITADO, COM RESTRIÇÃO DE ADJACÊNCIA E VARIÁVEL
FIXA, APLICADO NO PMFS COM REMOÇÃO LIVRE**

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum pruriifolium</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1													
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3													
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4												
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2				2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2											
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2		1	2										
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	2	4	1							1	1
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	7	4	1								
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	4	32	10	6	3	1	2				
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1						2					
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	1	1											
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1											
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	1										
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2			1	1		1	1			
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2	1		2								1
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1	1	3	1									0
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3	1	4	2	4	3	2	1	1	1	1	0
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1											
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO L – TABELA 19 MODELO CAPACITADO, COM RESTRIÇÃO DE NÚMERO MÁXIMO DE INDIVÍDUOS POR HECTARE, APLICADO NO PMFS COM REMOÇÃO LIVRE

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1													
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1											
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2				2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2											
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2		1	2										
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1					1				
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	7	6	1								
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	30	6	3	1	2					
<i>Carintiana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1					2						
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	6	1	1										
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	5	2	1										
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	2	1									
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2			1		1					
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2		2		1							
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	3	1	3	1									
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3		4	4	4	2	1	1	1	1	1	1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1											
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO M – TABELA 20 MODELO CAPACITADO, COM RESTRIÇÃO DE NÚMERO MÁXIMO DE INDIVÍDUOS POR HECTARE E VARIÁVEL FIXA, APLICADO NO PMFS COM REMOÇÃO LIVRE

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum pruriifolium</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1			1										
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	3	1										
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1	1												
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4	4	1	1	2	3	4	1	2			2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	1	2	2	3	4	1	2					
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2	1	1	2	2									
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4	3	1	1									
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2	2											
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	0	5	3	4	1	1			1			
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	0	6	7	6	1	1						
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	29	6	3	1	2					
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1	1				2	2					
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	7	10	7	1	1	1									
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	5	14	5	2	1	1									
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	3	1	1								
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2	2	1	1	1						
<i>Eschweillera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	1	2	2	2	2	1	1					
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	3	1	1	3	3	1	1						
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	5	2	3	3	4	4	3	2	1	1	1	1	1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1	1										
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3	2												

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO N – TABELA 21 MODELO NÃO CAPACITADO, COM RESTRIÇÃO DE NÚMERO MÁXIMO DE INDIVÍDUOS POR HECTARE, APLICADO NO PMFS COM REMOÇÃO LIVRE

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum pruri</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma Vargasii</i>	20	18	6	1	1			1										
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1											
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2					2		
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2	2	3	4	1	2						
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2	1	0	2										
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1					1				
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	4	3	1								
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	3	1	2						
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1					2						
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	7	1	1										
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1											
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	2	1									
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2		1		1						
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2		2					1				
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1		3	1									
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3		4	4	2	1	1	1	1			1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1											
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO O – TABELA 22 MODELO NÃO CAPACITADO, COM RESTRIÇÃO DE NÚMERO MÁXIMO DE INDIVÍDUOS POR HECTARE E VARIÁVEL FIXA, APLICADO NO PMFS COM REMOÇÃO LIVRE

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma Vargasii</i>	20	18	6	1	1													
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1											
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2						2	2
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2	2										
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2	1	0	2	2									
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1								1	1
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	0	6	7	1								
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	6	3	1	2					
<i>Carintiana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1											
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	1	1	1										
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1											
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	3	1									
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2										
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2		2									
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	3	1		3	1								
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3		4	4	4	2	1	1	1	1	1	1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1											
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

**ANEXO P – TABELA 23 MODELO CAPACITADO COM VARIÁVEL FIXA, APLICADO NO PMFS COM
REMOÇÃO LIVRE**

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum pruri</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1			1										
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	9	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1											
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4	1	1	2	3	4	1	2				2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2	2	3	4	1	2						
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2	1	1	2										
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4	1	1										
<i>Amburana acreana</i>	30	31	23	20	4	2												
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	3	5	4	1					1				
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	4	7	1								
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	3	1	2						
<i>Carintiana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1	1				2						
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	1	1	1										
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1	1										
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	1	1									
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2		1		1						
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2	2	2	1				1				
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1	1	3	2	1								
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3		4	4	4	2	1	1	1	1	1	1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1											
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT / NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO Q – TABELA 24 MODELO CAPACITADO, APLICADO NO PMFS COM REMOÇÃO LIVRE

Espécie	CLASSES DE DIÂMETRO																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Chrysophyllum pruriifolium</i>	3	7	4	2	2			1										
<i>Aspidosperma vargasii</i>	20	18	6	1	1													
<i>Dinizia excelsa</i>	11	12	10	4	3	3												
<i>Parkia pendula</i>	18	31	16	17	14	4	1											
<i>Astronium leicotei</i>	8	25	26	3	1													
<i>Hura crepitans</i>	3	3	4	4		1	2	3	4	1	2				2			
<i>Qualea grandiflora</i>	5	15	8	5	4	1	2	2	3	4	1	2						
<i>Castilla ulei</i>	8	38	21	14	2		1	2										
<i>Cedrela odorata</i>	34	33	35	21	15	4		1										
<i>Amburana acoreana</i>	30	31	23	20	4	2	1											
<i>Copaifera multijuga</i>	6	7	6	6	3	0	5	4	1					1				
<i>Apuleia leiocarpa</i>	15	21	32	13	27	1	6	7	1									
<i>Dipteryx odorata</i>	18	39	39	53	51	25	9	32	6	3	1	2						
<i>Cariniana micrantha</i>	2	5	4	2	6	3	1											
<i>Phyllocarpus riedellii</i>	15	43	29	25	10	1	1											
<i>Terminalia guianensis</i>	14	29	35	15	14	2	1											
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	8	6	4	5	3	3	1										
<i>Brosimum uleanum</i>	3	4	6	7	12	4	2	2		1		1						
<i>Eschweilera odorata</i>	20	40	30	15	14	3	2		2									
<i>Swietenia macrophylla</i>	4	1	6	3	3	1		3	1									
<i>Ceiba pentandra</i>	7	6	3	2	9	2	3		4	4	2	1	1	1	1	1		1
<i>Ceiba samauma</i>		4	3	7	4	1	1											
<i>Dialium guianensis</i>	2	7	6	3	3													

NT
NRO

NT – número total de indivíduos da espécie na classe de DAP; NRO – número de indivíduos removidos da espécie na classe de DAP.

ANEXO R – TABELA 25 DADOS DA EXPLORAÇÃO REALIZADA EM CAMPO COMPARADA AOS CENÁRIOS TESTADOS PARA O MODELO 1

CLS	EXECUTADO			REMOÇÃO LIVRE			CORTE SELETIVO 1			CORTE SELETIVO 2			CORTE SELETIVO 3		
	Fexp (n)	Vr (m ³)	G _{RA} (m ²)	Fexp (n)	Vr (m ³)	G _{RA} (m ²)	Fexp (n)	Vr (m ³)	G _{RA} (m ²)	Fexp (n)	Vr (m ³)	G _{RA} (m ²)	Fexp (n)	Vr (m ³)	G _{RA} (m ²)
1	3	8,61	0,82	18	51,60	4,27	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	68	194,62	16,05
2	227	977,08	78,10	66	286,58	22,45	257	1.069,12	85,31	201	840,28	67,04	326	1.356,22	108,27
3	306	1.705,81	134,80	87	490,41	38,57	244	1.356,18	107,22	226	1.267,21	100,19	277	1.548,20	122,15
4	218	1.610,10	124,89	106	799,28	60,97	167	1.238,55	95,63	166	1.237,73	95,58	178	1.329,03	102,28
5	197	1.770,46	137,09	114	1.041,24	79,53	162	1.464,85	113,18	165	1.486,02	114,88	163	1.467,91	113,59
6	61	678,79	51,53	43	485,09	36,65	24	264,78	20,33	26	291,16	22,18	19	209,98	16,27
7	41	558,06	42,31	32	438,27	33,13	13	183,25	13,54	15	207,23	15,65	6	85,74	6,16
8	54	877,45	67,23	50	818,23	62,36	44	718,82	54,84	51	832,69	63,62	38	622,25	47,37
9	19	353,86	26,34	19	357,80	26,47	8	150,89	11,16	14	263,92	19,51	3	58,13	4,27
10	9	189,82	14,43	9	189,82	14,43	2	40,52	3,23	6	126,36	9,68	0	0,00	0,00
11	8	203,06	15,10	7	175,17	13,22	7	175,17	13,22	7	175,17	13,22	0	0,00	0,00
12	4	111,82	8,55	4	111,82	8,55	0	0,00	0,00	3	84,76	6,44	0	0,00	0,00
13	1	34,54	2,50	1	34,54	2,50	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
14	3	107,81	7,91	3	107,81	7,91	0	0,00	0,00	3	107,81	7,91	0	0,00	0,00
15	3	115,21	8,66	3	115,21	8,66	2	77,07	5,70	3	115,21	8,66	0	0,00	0,00
16	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
17	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
18	1	52,73	3,81	1	52,73	3,81	1	52,73	3,81	1	52,73	3,81	0	0,00	0,00
Total	1.155	9.355,19	724,05	563	5.555,60	423,47	931	6.791,93	527,16	887	7.088,26	548,37	1078	6.872,07	536,42

CLS – classe de diâmetro; Fexp – frequência explorada; Vr – soma dos volumes das árvores removidas em cada classe; G_{RA} – área basal removida.