

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA**

**Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia**

**Tropical e Recursos Naturais**

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA SOB REGIME DE MANEJO  
SUSTENTÁVEL EM ESCALA EMPRESARIAL NA  
AMAZÔNIA OCIDENTAL**

**SÉRVULO CASAS FURTADO**

**Manaus, Amazonas**

**Abril, 2009**

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA**

**Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia**

**Tropical e Recursos Naturais**

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA SOB REGIME DE MANEJO  
SUSTENTÁVEL EM ESCALA EMPRESARIAL NA  
AMAZÔNIA OCIDENTAL**

**SÉRVULO CASAS FURTADO**

**ORIENTADOR: Dr. NIRO HIGUCHI.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de DOUTOR EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS.

**Manaus, Amazonas**

**Abril, 2009**

Furtado, Sérvulo Casas

Dinâmica de uma floresta sob regime de manejo sustentável em escala empresarial na Amazônia Ocidental / Sérvulo Casas Furtado. – Manaus: INPA/UFAM, 2009.

79 p. : il.

Tese de doutorado – INPA/UFAM.

1. Manejo florestal. – 2. Exploração de baixo impacto. 3. Floresta remanescente. 4. Danos. 5. Incremento. 6. Floresta amazônica

CDD 19<sup>a</sup> ed. 634.95

Sinopse:

Foram avaliados a área basal, o volume, as taxas de recrutamento, as taxas de mortalidade e danos causados pela exploração em uma floresta tropical manejada com técnicas de exploração de baixo impacto, localizada no município de Labréa, no Estado do Amazonas.

Aos meus pais, **Miltom de Lima Furtado** e **Dulcirene Casas Furtado**, pela educação, otimismo, caráter, dignidade, sabedoria, conselhos, apoio nos momentos difíceis de minha vida e amor aos filhos.

Aos meus irmãos, **Carlos José Casas Furtado** e **Neila Maria Casas Furtado**, pela amizade e companheirismo ao longo do tempo.

Aos meus filhos **Sérvulo Casas Furtado Júnior** e **Paulo Davi da Conceição Casas Furtado** pela esperança e incentivo que representam em minha vida.

***DEDICO.***

## AGRADECIMENTOS

A **Deus**, por ter me proporcionado sabedoria, inteligência, saúde, estímulo, força e perseverança durante o curso, para superar todas as dificuldades que surgiram.

À **Universidade Federal do Acre e aos professores do curso de Agronomia**, que possibilitaram a realização do curso de graduação, colaborando, dessa forma para o meu ingresso no mestrado.

À **Universidade Federal de Lavras e aos os professores do Departamento de Agricultura e Ciências Florestais**, que possibilitaram a realização do curso de mestrado, colaborando, dessa forma para o meu ingresso no doutorado.

À **Embrapa Acre** pelo apoio logístico e financeiro nas atividades de coleta de dados.

À **Empresa S.T. Manejo Florestal Ltda.**, pela concessão da área de estudo e todo apoio logístico e financeiro dado para a realização deste trabalho.

Ao **Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia** e aos seus pesquisadores pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

À **FAPEAM** pela concessão de bolsa de estudos.

Ao pesquisador **Niro Higuchi** pela orientação, paciência, experiência, conhecimentos transmitidos e compreensão quando passei por problemas de saúde.

Aos pesquisadores da Embrapa Acre **Marcus Vinício Neves d'Oliveira** e **Luis Cláudio Oliveira** pela experiência, incentivos e cooperação técnico-científica para a realização deste trabalho.

Ao gerente da Empresa S.T. Manejo Florestal Ltda. **Roberto Sgorla** pelo apoio a todas as atividades de campo realizadas.

A todos os trabalhadores de campo tanto da Embrapa Acre como da Empresa S.T. Manejo Florestal Ltda. que contribuíram para a realização deste trabalho nas coletas de dados.

Ao casal de amigos, **Michael Samples** e **Leigh Anne Samples**, pela amizade, pelos incentivos e conselhos que foram extremamente importantes para o término do curso.

Aos colegas do curso pela convivência e a todos que de uma forma ou de outra contribuíram para a realização deste curso.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	IX
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 OBJETIVOS.....	03
2.1 Objetivo Geral.....	03
2.2 Objetivo Específico.....	03
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	04
3.1 Breve Histórico do Manejo de Florestas Tropicais.....	04
3.2 Por que é Importante Manejar as Florestas Tropicais?.....	06
3.3 Manejo Florestal.....	08
3.3.1 Manejo Florestal Sustentável.....	09
3.3.1.1 Exploração de Baixo Impacto.....	14
3.4 SITUAÇÃO DO MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA.....	22
3.5 SISTEMAS SILVICULTURAIS USADOS NO MANEJO DE FLORESTAS TROPICAIS.....	27
3.6 SUCESSÃO FLORESTAL.....	29
3.7 DINÂMICA DE CLAREIRAS EM FLORESTAS TROPICAIS.....	32
3.8 DINÂMICA DE FLORESTAS TROPICAIS.....	36
3.8.1 Crescimento em Florestas Tropicais.....	38
3.8.2 Recrutamento em Florestas Tropicais.....	43
3.8.3 Mortalidade em Florestas Tropicais.....	45
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	48
4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	48
4.2 SISTEMA DE MANEJO FLORESTAL.....	49
4.3 COLETA DE DADOS.....	51
4.3.1 Amostragem.....	51
4.3.2 Recrutamento .....	52
4.3.3 Mortalidade .....	52
4.3.4 Danos produzidos pela exploração.....	53

4.3.5 Incremento em área basal.....	53
4.3.6 Incremento em Volume.....	54
4.4 ANÁLISE DOS DADOS.....	55
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
5.1 Exploração Florestal e Danos Causados.....	56
5.2 Incremento em Área Basal.....	60
5.3 Incremento em Volume.....	62
5.4 Recrutamento e Mortalidade.....	63
6 CONCLUSÕES.....	66
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67



## RESUMO

Objetivou-se estudar a dinâmica de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia Ocidental. A floresta objeto do estudo faz parte de uma área privada denominada Seringal Iracema II que fica no município de Lábrea na região sul do Estado do Amazonas, fazendo divisa com o estado do Acre e Rondônia. O sistema de manejo foi projetado com base nas técnicas de manejo florestal de baixo impacto, apresentando um ciclo de corte de 25 anos e uma intensidade exploratória de  $20 \text{ m}^3$  por  $\text{ha}^{-1}$  ciclo<sup>-1</sup>. Para esse estudo utilizou-se 18 parcelas permanentes. As parcelas possuem 1 ha (100 m x 100 m) subdivididas em 100 sub-parcelas com  $100\text{m}^2$  (10 x 10m). Todas as árvores com DAP acima de 20 cm foram plaqueteadas, identificadas e medidas. Em 20 sub-parcelas também sorteadas foram medidas e identificados todos os indivíduos arbóreos com DAP acima de 5 cm. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se os procedimentos específicos no programa SISVAR (Sistema para Análise de Variância) versão 4.0. O volume total explorado foi de  $183,7 \text{ m}^3$ , o que representou uma intensidade de corte de  $6 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  nas parcelas permanentes. O diâmetro das árvores cortadas variou numa faixa de 50 cm a 120 cm de DAP. Para cada  $\text{m}^3$  extraído, foram danificados  $0,74 \text{ m}^3$ . Os dados mostraram que dois anos após a exploração não houve diferenças significativas entre as médias antes e após a exploração florestal tanto para área basal como para o volume. Embora o recrutamento médio de 20,55 árvores por hectare no período estudado tenha sido inferior a mortalidade, foi suficiente para manter a população das espécies no mesmo patamar de antes da exploração.

# 1 INTRODUÇÃO

Na Amazônia o manejo florestal sustentável ainda é pouco utilizado por aqueles que exploram os recursos madeireiros da região, os poucos exemplos que existem são de empresas privadas ou são projetos experimentais em andamento. Apesar desse quadro não muito otimista, o manejo florestal é sem dúvida uma das soluções tecnológicas adequadas ao bom desenvolvimento da região, principalmente quando se fala em produção florestal.

No cenário atual da Amazônia o grande desafio é convencer os produtores e empresários que o manejo florestal sustentável não apenas favorece ao ecossistema, mas também contribui para o aumento da geração de renda e diminui os custos da atividade de exploração florestal.

Entre as vantagens do manejo florestal sustentável, podemos citar a redução das taxas de desmatamento, manutenção dos serviços ambientais da floresta, diversificação da renda do meio rural, geração de novos empregos, abertura de novos mercados. Essas vantagens contemplam os aspectos ecológicos, econômicos e sociais, que são palavras de ordem para o contexto amazônico (Araújo, 1999).

Apesar dos incentivos, mediante mecanismos nacionais, regionais e internacionais as atividades de exploração são realizadas sem planejamento gerando elevado nível de dano, desperdício e perda de rendimento (Uhl & Vieira, 1988). Fato é, que menos de 10% da madeira comercializada na Amazônia tem condições de qualificar-se para o certificado de origem da matéria-prima.

As florestas tropicais necessitam de acompanhamento científico para fornecerem subsídios técnicos a sua exploração racional e sustentada. Não existem dados suficientes com relação ao comportamento de espécies sob regime de exploração (crescimento, produção e dispersão de sementes, regeneração natural, mortalidade e predação) e de outras espécies potencialmente utilizáveis (Oliveira & Braz, 1998).

A relação entre produção sustentada de madeira e intensidade de exploração, mostra a clara necessidade de estudos sobre as respostas da floresta em diferentes intensidades de exploração e de tratamentos para futuras projecções (Silva, 1993). Deve-se considerar portanto, a necessidade de novos conceitos ou modelos de manejo florestal mais adaptados a floresta tropical úmida à partir das experiências já realizadas e viabilizar a replicação destas pesquisas em vários pontos da Amazônia

(King, 1990).

As operações de exploração florestal estão intimamente relacionadas a dinâmica da vegetação nas clareiras porque provocam abertura no dossel da floresta (imitando o ciclo natural), originando clareiras e conseqüentemente mudanças na estrutura da floresta e alterações nos mecanismos ecológicos do sistema. Isso significa dizer também que, dependendo da intensidade de corte aplicada, os mecanismos reguladores do ecossistema poderão ser mais e/ou menos afetados pela intervenção florestal, não sendo difícil constatar a importância do manejo florestal em regime sustentado para manutenção do ecossistema ao longo do tempo, conservando a floresta, gerando empregos, fornecendo receitas, produtos e sub-produtos para a sociedade.

As informações sobre a dinâmica de uma floresta manejada, são extremamente oportunas para efetivar o manejo florestal na região amazônica, compatível com o modelo de desenvolvimento da região (Higuchi et al., 1997). Dessa forma, o crescimento, o recrutamento e a mortalidade quando analisados em conjunto, nos informam se a floresta está absorvendo bem os impactos ocasionados pela intervenção florestal e caso isso não esteja acontecendo que medidas poderiam ser tomadas para que isso venha acontecer.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 GERAL**

Estudar a dinâmica de uma floresta sob regime de manejo sustentável em escala empresarial na Amazônia Ocidental.

### **2.2 ESPECÍFICOS**

- Avaliar os danos produzidos pela exploração a floresta residual.
- Avaliar o comportamento da floresta quanto ao recrutamento e mortalidade.
- Avaliar o comportamento da floresta quanto a perdas e incrementos de área basal e volume.
- Verificar se o ciclo e taxa de corte foram adequados.

## 3 REVISÃO DE LITERATURA

### 3.1 BREVE HISTÓRICO DO MANEJO DE FLORESTAS TROPICAIS

A história do manejo florestal nos trópicos começou apartir dos reinos coloniais europeus. O botânico alemão Dietrich Brandis escreveu em 1860, na Índia, o primeiro plano de ordenamento para a Teca (*Tectona grandis*) da Birmânia, desenvolvendo o método "taungya" e fundando o serviço florestal indiano. A revista "The Indian Forester" começou a ser publicada em 1875. O primeiro manual de silvicultura tropical foi publicado em 1888, na Índia (Lamprecht, Apud Higuchi, 2003).

Como podemos verificar, o manejo florestal está intimamente ligada à história da silvicultura e do desenvolvimento formal da ciência florestal. Embora o manejo de florestas tenha se iniciado há vários séculos na China, foi na Europa, principalmente Alemanha, onde os primeiros experimentos silviculturais foram desenvolvidos para determinar qual a produção máxima que as florestas temperadas da região poderiam suportar em um regime de manejo no século XIX (Lentini & Pereira, 2008).

Na segunda metade do século XIX, o Ordenamento Florestal foi levado pelos silvicultores europeus para a Ásia, os quais buscavam adaptá-lo às florestas tropicais. No início do século XX, o Ordenamento foi levado para a África e chegou à América na década de 40. Neste período, técnicas de inventário, de mensuração e de exploração florestal foram incorporadas e desenvolvidas. Também foram incrementadas a economia e a administração florestal (IBAMA, 2002).

Na Malásia Peninsular, entre 1910 e 1922, uma série de tratamentos silviculturais, conhecidos como Cortes de Melhoramento, foram implementados para favorecer uma única espécie, *Palaquium gutta*. O látex desta espécie tinha uma participação significativa na economia do país. As árvores eram derrubadas para fazer a extração. Já naquela época foi observado que em vez de plantios, a condução da regeneração natural pré-existente era muito mais conveniente. Esse sistema foi o precursor do Sistema Uniforme Malaio (SUM), que se consolidou em 1948, depois de aposentar o Sistema de Corte de Melhoramento da Regeneração. Isso aconteceu durante o período de reaquecimento da economia mundial e, em particular, com a alta da demanda de produtos madeireiros de florestas tropicais (Higuchi, 2003).

Foi também na Europa em que as primeiras escolas de ciência e engenharia florestal apareceram. No Brasil, as primeiras escolas específicas da área florestal surgiram no final da década de 1960 e década de 1970 (Lentini & Pereira, 2008).

Com o fracasso do Sistema Uniforme Malaio em florestas altas com as espécies da família Dipterocarpaceae por não serem abundantes, várias alternativas foram introduzidas para o manejo dessas florestas. Em 1944 o Sistema Tropical Shelterwood (STS) se consolidou na Nigéria. Esse sistema foi inspirado em sistemas que favoreciam a regeneração natural de espécies desejáveis, sob as árvores matrizes, por meio de corte de cipós e eliminação de indesejáveis. A primeira versão do STS era uma adaptação do SMU. Os sistemas seletivos vieram depois e hoje são os que predominam no manejo florestal sustentável. Uma rara exceção é o Sistema de Faixas de Colheita, utilizado experimentalmente no Vale do Rio Palcazu, no Peru, mais recentemente (Higuchi, 2003).

No Brasil, o conceito de manejo florestal em regime de rendimento sustentado foi primeiramente introduzido com a realização dos primeiros inventários florestais, executados por peritos da FAO, em fins de 1950. O primeiro e único plano de manejo foi feito para a FLONA de Tapajós, em 1978, para uma área de 130.000 ha, mas que ainda não foi implementado (Id.).

Recentemente, o desenvolvimento das técnicas de exploração e condução da floresta, o sensoriamento remoto, a tecnologia de produtos florestais e a capacidade de armazenamento e processamento de informações possibilitaram a consolidação do Manejo Florestal na Amazônia. O manejo de bacias hidrográficas, a recreação, a educação ambiental e a conservação da fauna e da flora passaram a ser parte do manejo florestal, ampliando o conceito de uso múltiplo. Atualmente, os serviços florestais e ambientais demandados pela sociedade em geral (produtos, proteção de mananciais, lazer, etc) ampliam ainda mais o conceito de uso múltiplo aumentando a importância da utilização das florestas (IBAMA, 2002).

Independentemente da evolução do manejo, na década de 80 a madeira passou a ser o principal produto extrativo da Amazônia. A produção de toras saltou de 11,5 milhões de m<sup>3</sup> em 80, para 47,5 milhões de m<sup>3</sup> em 89. Tal crescimento decorreu de políticas públicas que promoveram a expansão da fronteira agrícola e conseqüente conversão de florestas, disponibilizando grande volume de matéria-prima florestal. Apenas no início dos anos 90 é que começaram a ser implementados os Planos de Manejo Florestal na Amazônia (Id.).

### **3.2 POR QUE É IMPORTANTE MANEJAR AS FLORESTAS TROPICAIS?**

Na presente década tem crescido enormemente a preocupação com a conservação das florestas tropicais, pois elas vêm desaparecendo, em todo o mundo, à taxa uma assustadora de mais de 46 mil hectares por dia. Grande parte desse desaparecimento se deve à agricultura itinerante, à formação de pastagens e à atividade madeireira, tida como principal causa do desmatamento incontrolado ocorrido nos trópicos (Silva, 2001).

A floresta representa uma fonte de materiais biológicos de vital importância para a vida humana. Ao perder esses recursos estaremos comprometendo nossa própria manutenção na terra (Carneiro Filho et al., 2004).

Manejar a floresta de forma sustentável trará mais benefícios para a sua empresa. O marketing de seus produtos poderia ser enormemente beneficiado e suas vendas aumentadas. Estamos vivendo a era da preocupação com a ecologia e com o desenvolvimento sustentável. Os países importadores de madeira tropical estão exigindo cada vez mais, que a matéria-prima ou produto acabado, tenham origem em florestas bem manejadas. Muitos deles já estão exigindo que os produtos de seus fornecedores sejam certificados. A certificação portanto pode ser um caminho para ganhar novos mercados. Além disso, o Brasil, sendo signatário do acordo internacional de madeiras tropicais, está comprometido com a meta 2000 da Organização Internacional de Madeiras Tropicais – OIMT. Toda a madeira exportada do nosso país deverá ter origem em áreas sob manejo sustentável (Silva, 2001).

Ao contrário da extração madeireira não planejada, onde os madeireiros entram na floresta e retiram somente as espécies de maior valor comercial, o manejo florestal permite que a maior parte da cobertura florestal original se conserve na área, garantindo assim, a preservação das espécies vegetais e animais, da mesma forma que contribui para a manutenção do ciclo hidrológico e outros benefícios ambientais que a floresta pode oferecer. Além disso, o manejo florestal garante a continuidade da produção madeireira, uma vez que causa menos danos que a exploração convencional, pois esta abre clareiras no meio da floresta, esgota os recursos e migra para novas áreas (Carneiro Filho et al., 2004).

As principais razões para se manejar uma floresta são (Amaral et al., 1998):

Continuidade da produção - A adoção do manejo garante a produção de madeira na área indefinidamente, e requer a metade do tempo necessário na exploração não manejada.

Rentabilidade - Os benefícios econômicos do manejo superam os custos. Tais benefícios decorrem do aumento da produtividade do trabalho e da redução dos desperdícios de madeira.

Segurança de trabalho - As técnicas de manejo diminuem drasticamente os riscos de acidentes de trabalho. No Projeto Piloto de Manejo Florestal (Imazon/WWF), os riscos de acidentes durante o corte na operação manejada foram 17 vezes menor se comparado às situações de perigo na exploração predatória.

Respeito à lei - Manejo florestal é obrigatório por lei. As empresas que não fazem manejo estão sujeitas a diversas penas. Embora, a ação fiscalizatória tenha sido pouca efetiva até o momento, é certo que essa situação vai mudar. Recentemente, tem aumentado as pressões da sociedade para que as leis ambientais e florestais sejam cumpridas.

Oportunidades de mercado - As empresas que adotam um bom manejo são fortes candidatas a obter um "selo verde". Como a certificação é uma exigência cada vez maior dos compradores de madeira, especialmente na Europa e nos Estados Unidos, as empresas que tiverem um selo verde, provando a autenticidade da origem manejada de sua madeira, poderão ter maiores facilidades de comercialização no mercado internacional.

Conservação florestal - O manejo da floresta garante a cobertura florestal da área, retém a maior parte da diversidade vegetal original e pode ter impactos pequenos sobre a fauna, se comparado à exploração não manejada.

Serviços ambientais - As florestas manejadas prestam serviços para o equilíbrio do clima regional e global, especialmente pela manutenção do ciclo hidrológico e sequestro do carbono.



### 3.3 MANEJO FLORESTAL

O manejo florestal é um conjunto de técnicas empregadas para colher cuidadosamente parte das árvores grandes de tal maneira que as menores, a serem colhidas futuramente, sejam protegidas. Com a adoção do manejo a produção de madeira pode ser contínua ao longo dos anos (Amaral et. al, 1998).

Manejo florestal é o ramo da ciência florestal que trata do conjunto de princípios, técnicas e normas, que tem por fim organizar as ações necessárias para ordenar os fatores de produção e controlar a sua produtividade e eficiência, para alcançar objetivos definidos. Assim, temos (Carneiro Filho et al.,2004; Higuchi, 1994):

#### a) Princípios

Produção contínua e sustentada dos produtos madeireiros por meio do desenvolvimento cognitivo, dinâmico e iterativo. Isso significa admitir que a floresta contém algo mais do que árvores e, o seu potencial, representa algo mais do que madeira. Dentro de uma floresta há inúmeros organismos vivos (homem, inclusive) que interagem entre si e interagem com o ambiente natural e que precisam ser cuidadosamente considerados antes de qualquer intervenção.

No decreto 2.788/1998, os princípios gerais que norteiam a execução do manejo florestal são:

1. A conservação dos recursos naturais;
2. Conservação da estrutura da floresta e de suas funções;
3. Manutenção da diversidade biológica;
4. Desenvolvimento sócio-econômico da região.

#### b) Técnicas

Uso de sistemas silviculturais apropriados para a região amazônica. Estudos de impactos ambientais do manejo florestal indicam que grande parte da sustentabilidade ecológica da floresta remanescente manejada, depende de como é feita a extração da madeira. Sem a ajuda do homem, a floresta remanescente de

exploração madeireira demorará muito tempo para voltar às condições semelhantes às originais.

### c) Normas

Na Amazônia, o artigo 15 do Código Florestal (Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965), que trata do manejo florestal da região, foi regulamentado em 1994, Decreto n. 1.282 e alterado em 28 de setembro de 1998 (Decreto 2.788), definindo as regras e as condições para o aproveitamento de seus recursos florestais, que são baseadas nos princípios do desenvolvimento sustentável. A portaria n. 48, de 10 de julho de 1995 regulamenta os Decretos e apresenta um roteiro básico para apresentação de plano de manejo florestal. Em 2006, foi aprovada a Lei de Gestão de Florestas Públicas (n° 11.284/2006), para adequar-se à essa, o Decreto 2.788 foi substituído pelo Decreto n° 5.975/2006, a Instrução Normativa IN 05 de 11/12/2006 disciplina esse decreto e em 2007 a Lei de Gestão Florestas Públicas foi regulamentada pelo Decreto n° 6063/2007. Há também documentos não obrigatórios, acordos internacionais e a certificação florestal.

### **3.3.1 Manejo Florestal Sustentável**

A Lei de Gestão de Florestas Públicas (n° 11.284/2006) em seu artigo 3°, inciso VI define manejo florestal sustentável como sendo a “administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal” (Lentini & Pereira, 2008).

O manejo florestal requer decisões que considerem trocas entre maximizar a produção de madeira e reduzir os impactos negativos sobre a integridade biológica da floresta (Pinard et al. 1999), criando uma perspectiva de conservação pela extração seletiva de madeira, ativando a regeneração natural e acelerando o crescimento das árvores já existentes (Chazdon, 1998).

O manejo florestal em regime de rendimento sustentado é aplicação de sistemas silviculturais em florestas destinadas à produção madeireira e a condução

da regeneração natural do povoamento remanescente (Higuchi, Apud Vasconcelos, 2003)

Às vezes o manejo chega a ser confundido como silvicultura tropical, porque praticamente não há como manejar de forma sustentada sem a aplicação dos clássicos sistemas silviculturais adaptados aos países tropicais. Também é visto como sinônimo de manejo da regeneração do povoamento remanescente da exploração comercial (Higuchi, 1994).

Para ser sustentável o manejo florestal tem que contemplar também a conservação dos recursos genéticos. Isso requer a manutenção dos componentes essenciais de funcionamento do ecossistema e, por conseguinte, várias complexas interações, como por exemplo, as espécie árvores, seus polinizadores e dispersores de sementes (Kemp, 1992). O não cumprimento de prescrições e aplicações adequadas para a conservação durante a execução do plano de manejo florestal compromete o estoque em crescimento e capacidade de regeneração natural da floresta residual (Santos et al., 2000).

Para a FAO a definição de manejo florestal sustentável é a seguinte: manejo e conservação da base dos recursos naturais e a orientação tecnológica, que proporcionem a realização e a satisfação contínua da necessidade humana para a atual e futura gerações (Dykstra & Heinrich, 1992). Ainda segundo os mesmos autores, as operações delineadas para atenderem os requisitos de sustentabilidade podem, simultaneamente, reduzir custos em função de um planejamento melhorado e controle técnico. Portanto, o segredo para promover a sustentabilidade da floresta tropical durante a exploração florestal é utilizar o melhor conhecimento disponível em relação a cinco elementos: planejamento da exploração, estradas florestais, derrubada, arraste e avaliações pós-exploração.

O manejo florestal em regime de rendimento sustentado deve utilizar métodos tecnicamente apropriados, economicamente viáveis e socialmente aceitáveis, com baixo impacto. Isto pode ser alcançado da seguinte maneira: derrubada de poucas árvores por hectare; danos negligíveis à floresta residual (árvores designadas para o corte subsequente e regeneração natural estabelecida); retenção de todos os tipos de vegetação que tem papel importante no funcionamento do ecossistema e nos processos ecológicos (Leslie, 1994). Como consequência dessas orientações, temos o aumento dos custos de exploração florestal, quando comparados com os métodos convencionais de exploração praticados na maioria dos países tropicais. Porém isso

não chega a ser um problema grave, porque os custos adicionais podem ser minimizados com o aumento da eficiência da exploração (Uhl et al., 1996).

Quanto à aplicação do manejo florestal, MacKinnon et al. (1992) afirmam que o ideal é testar o método silvicultural em uma área experimental antes de aplicá-lo a uma área relativamente grande, afim de melhor compreender as respostas da floresta, estudando sua dinâmica para aperfeiçoar os tratamentos silviculturais. Melhor estimar os ciclos de corte e a produção de madeira (Silva et al., 2002). Ainda mais em florestas nativas, onde, além de toda a complexidade em sua composição, com um grande número de espécies com as mais diferentes características silviculturais e ecológicas, poucas são as informações sobre como as plantas crescem, seja em áreas intactas, seja em áreas exploradas ou sujeitas a regime de manejo (Scolforo et al., 1996).

Em relação aos impactos ambientais diretos mais importantes da exploração madeireira, destacam-se a redução da cobertura florestal e os impactos físicos das operações de corte e transporte da madeira (MMA, 2000), sendo que a intensidade de exploração causará alterações significativas na abertura do dossel, podendo resultar em mudanças nas condições biofísicas, incluindo o solo que pode sofrer compactação ou pode perder umidade e secar, resultando em danos às taxas de recrutamento e no estabelecimento da regeneração natural (Bawa & Seidler, 1998).

As mudanças na biodiversidade das florestas tropicais em decorrência da exploração, tendem a ser favoráveis à abundância de algumas espécies, principalmente as espécies adaptadas a ambientes de clareiras e habitats degradados, capazes de utilizar uma ampla variedade de recursos (Frumhoff, 1995).

Dependendo do sistema de manejo florestal e do grau de entendimento da dinâmica florestal, a diversidade genética e os recursos genéticos específicos podem ser otimizados ou minimizados pela intervenção florestal no ecossistema, isto é, a demanda do mercado é extremamente seletiva, concentrada em algumas espécies e na extração dos melhores fenótipos das espécies mais desejáveis, com isso, a tendência é uma progressiva deterioração na qualidade genética do povoamento (Kemp & Palmberg-Lerche, 1994). Depois desses pontos terem sido mencionados, fica claro a importância no momento da elaboração de um plano de manejo florestal, estar atento às questões da biologia reprodutiva (polinização, dispersão e predação de sementes) e da dinâmica da regeneração natural (bancos de sementes, plântulas e mudas estabelecidas) (Kemp, 1992).

O estudo realizado por Dawkins & Philip (1998) sobre a aplicação do manejo florestal em florestas tropicais ao redor do mundo, mostra que foram poucos os casos de sucesso, sendo que os principais impedimentos estavam ligados à características silviculturais. Os principais problemas identificados foram à baixa capacidade de regeneração natural sob altas intensidades de exploração, à baixa porcentagem de espécies com valor comercial na floresta e às grandes variações nas taxas de crescimento entre as espécies. Os autores destacaram o Sistema Malaio Uniforme (MUS) e o Sistema de Árvores Protegidas de Trinidad (TSS), como os casos de sucesso encontrados, com o foco principal ficando entre os sistemas mono e policíclicos. Eles enfatizaram também que quanto mais heterogênea a floresta menor a probabilidade de sucesso do sistema silvicultural e quanto maior a disponibilidade de sementes maior a probabilidade de sucesso. A eficiência do sistema silvicultural é afetado especialmente pela disponibilidade de mão-de-obra treinada para atuar no manejo florestal, essa ausência compromete toda sua aplicação.

O relatório da Organização Internacional de Madeira Tropical (ITTO) sobre o estado do manejo florestal sustentável de seus países membros, apresenta a existência de 14,3 milhões de hectares sob manejo florestal sustentável em florestas naturais de produção na região da Ásia-Pacífico, 6,4 milhões de hectares na América Latina e no Caribe e de 4,3 milhões de hectares na África. Entre os países com os maiores avanços em manejo sustentável de florestas tropicais figuram a Malásia com pelo menos 4,8 milhões de hectares, a Indonésia com 2,9 milhões de hectares, Bolívia (2,2 milhões), Gabão (1,48 milhões), Brasil (1,3 milhões), República do Congo (1,3 milhões), Guatemala (670 mil hectares), Peru (560 mil) e Gana (270 mil hectares). Considerando as áreas sob manejo florestal sustentável com certificação, os principais países em área florestal são Malásia com 4,6 milhões de hectares, Bolívia com 2,2 milhões de hectares, Gabão (1,48 milhões) e Brasil com 1,16 milhões de florestas naturais certificadas (ITTO, 2006).

A exploração seletiva de madeira praticada atualmente na Amazônia brasileira é uma importante fonte de madeira tropical para os mercados nacional e internacional. O manejo florestal sustentado vem sendo apontado como uma alternativa de utilização racional dos recursos da Amazônia (Leal Filho, 2000).

“O problema é que ainda hoje o desmatamento e a produção florestal não sustentável ainda são opções mais atraentes para pequenos, médios e grandes

produtores rurais do que o manejo florestal. Para reverter esse processo devemos alterar todos os instrumentos de políticas públicas que afetam o processo de uso da terra e tornar o manejo florestal a opção economicamente mais vantajosa” (Viana, 2007).

As cadeias produtivas florestais vivem uma crise histórica. Sobram entraves: o licenciamento ambiental é burocrático e lento, a assistência técnica florestal é rara e só agora começa a surgir em alguns estados, o crédito florestal é raríssimo e só agora começa a receber atenção das instituições federais e estaduais, a situação fundiária é confusa e permeada por conflitos, a energia elétrica para o beneficiamento dos produtos é cara e de má qualidade, a estrutura de transporte é precária e o custo é elevado, os produtos vêm perdendo espaço no mercado e os investimentos na produção florestal e na indústria têm se mantido num patamar muito acanhado (Id.).

O desmatamento além dos aspectos já mencionados, ainda proporciona uma fonte de madeira barata, seja legal ou ilegal, sendo um dos fatores limitantes ao manejo sustentável das florestas tropicais, pois com o intuito de desmatar áreas para pastagens e agricultura, os agricultores vendem os direitos de extrair a madeira em sua propriedade a preços muito baixos tornando o custo de produção menor do que os do manejo florestal (Viana et al., 2002).

Manejar a floresta sob regime de rendimento sustentado é uma forma inteligente de uso do solo amazônico. Não há modelo específico de manejo para as distintas indústrias madeireiras e, a tendência atual, é a diversificação de produtos para que a sustentabilidade econômica do manejo seja mais facilmente alcançada. As pesquisas indicam que as injúrias causadas pela exploração florestal são rapidamente cicatrizadas, as clareiras são colonizadas de acordo com orientações técnicas, a floresta residual responde positivamente aos tratamentos silviculturais e que o manejo florestal, enfim, pode fazer bem a floresta natural (Higuchi, 2003).

### 3.3.1.1 Exploração de Baixo Impacto

No dicionário Aurélio, o verbo “explorar” tem vários sentidos. O sentido que mais se aproxima da prática de madeireiros na Amazônia é: tirar proveito de, fazer produzir, empreender, cultivar: *explorar uma mina*. Para leigos e “newcomer” da área florestal, é este o sentido de explorar, ou seja, retirar tudo, abandonar e seguir em frente. Este sentido pejorativo da “exploração florestal” tem se alastrado pelo Brasil, especialmente, na Amazônia. A consequência disto é o aparecimento de apelidos como “exploração de impacto reduzido - EIR”, “exploração de baixo impacto - EBI”, quase sempre para contrapor com a prática de exploração “convencional” das florestas amazônicas (Higuchi et. al., 2008).

No entanto, exploração florestal é uma disciplina da Engenharia Florestal. Em algumas universidades do Sul e Sudeste do Brasil (UFPR, ESALQ, UFV, UFLA e UFES), exploração florestal foi transformada em colheita florestal. De qualquer modo, a ementa de exploração ou colheita inclui, no mínimo: **planejamento** (pátios, estradas etc.), **corte** (direcionamento de queda, desgalhamento, destopamento etc.), **arraste** (análise da produtividade dos equipamentos, impactos no solo etc.), **transporte florestal** e **análise de custos**. Este termo está explicitado na legislação florestal brasileira começando pelo Artigo 15 do Código Florestal, que disciplina a exploração florestal na Amazônia. A Instrução Normativa nº 005 do MMA de 11/12/06, que é a última palavra em termos de normas do manejo florestal na Amazônia, introduziu a AUTEX (autorização para exploração) aos planos de manejo florestal (Id.).

Portanto, os não-florestais utilizam os termos EIR/EBI para se referir à exploração florestal como disciplina da Engenharia Florestal e como uma atividade amparada por lei. Então na Amazônia temos: exploração legal (com base em normas técnicas e legislação vigente) e exploração ilegal (convencional).

A Figura 1 ilustra o aspecto geral uma floresta submetida à exploração de baixo impacto e outra com a utilização do método convencional (ilegal) de exploração.

O surgimento dessas técnicas ocorreu no período pós-segunda guerra, em que a demanda por madeira aumentou consideravelmente devido à rápida expansão econômica e à introdução de técnicas mecanizadas de exploração, que aumentaram em muito a escala e a intensidade de exploração, promovendo a degradação das

florestas por danos excessivos à vegetação remanescente e ao solo, colocando em dúvida a sustentabilidade da exploração e em risco todo o ecossistema florestal (Dykstra, 2002).

a)



Fonte: FFT (2004).

b)



Fonte: FFT (2004).

FIGURA 1. a) Floresta em área de exploração convencional, mostrando maior nível de danos e b) Floresta em área de exploração de baixo impacto com a sua estrutura conservada.

Outros fatores que impulsionaram a adoção das práticas de manejo de baixo impacto foram o crescente reconhecimento da engenharia florestal de que as práticas tradicionais de exploração florestal impunham inaceitáveis níveis de danos às árvores, ao solo e à hidrologia florestal, além do aumento da sensibilidade do mercado internacional à questão ambiental, com a exigência crescente da



certificação florestal da madeira comercializada (Klassen, 2002). No entanto, na Indonésia, assim como no Brasil, apesar dos diversos benefícios financeiros, sociais e ambientais com a aplicação do manejo florestal de baixo impacto, sua utilização não é amplamente difundida, principalmente, por questões relacionadas à propriedade da terra, pela ineficiência do governo na regulamentação e na aplicação de Leis, pela falta de benefícios financeiros claros e incentivadores, pelas informações inadequadas sobre a aplicação prática do manejo de impacto reduzido e pela falta de intenções sérias das empresas com relação à sustentabilidade no fornecimento de madeira em longo prazo (Id.).

A FAO considera que o manejo florestal de baixo impacto não é difícil de ser implantado e à escala operacional, as economias devido à maior eficiência quando comparado à exploração convencional, geralmente compensam qualquer custo adicional no planejamento e no controle. Porém sua implantação na prática tem sido esporádica e o manejo de baixo impacto em florestas tropicais é raro, na Amazônia brasileira, por exemplo, em 2001, seis empresas atuavam com certificação florestal (Viana et al. 2002). Em locais onde as técnicas de manejo de baixo impacto não são utilizadas, os volumes de madeira que serão extraídos no segundo e no terceiro cortes vão ser muito inferiores aos do primeiro corte (FAO, 2004).

As principais causas que inibem a adoção das técnicas de manejo florestal de baixo impacto (exploração de impacto reduzido – EIR) em florestas tropicais são: os custos, as crenças populares da não existência de algo de errado com as práticas de exploração convencional devido aos altos rendimentos conseguidos principalmente em curto prazo, a conversão das florestas em agricultura é irreversível, a falta de incentivos governamentais, a falta de equipamentos e de ferramentas adequadas, a necessidade de adoção de novos modelos de disseminação do conhecimento para os trabalhadores, gerentes e tomadores de decisão dos setores público e privado e aos proprietários de terras florestais, e a falta de pressão por parte de grupos ambientais ao invés de fazerem lobby pela criação de reservas ambientais (Putz et al., 2000).

Diversos são os trabalhos comparativos entre a exploração com manejo florestal de baixo impacto (EIR) e com exploração convencional (EC), principalmente em florestas tropicais pluviais, sendo poucos os estudos, os resultados encontrados mostram realmente que na exploração convencional os danos à floresta

remanescente, de maneira geral, são maiores que na exploração com impacto reduzido.

A extração de árvores que comportam no somatório final volumes mais baixos que os naturalmente considerados como aceitos, dentro dos critérios do manejo florestal, é por si só, uma garantia maior de sustentabilidade (Braz et al., 1998). Isso significa que baixos volumes extraídos em ciclos curtos produzem danos reduzidos pela baixa intensidade da intervenção e pela distribuição desta ao longo do tempo, tendo a vantagem dos ingressos financeiros constantes (Leuschner, 1992).

O princípio é que repetir as intervenções de impacto reduzido em períodos pequenos, junto com aplicações adequadas de tratamentos silviculturais, criará um mosaico na floresta, onde clareiras com diferentes idades permitirão o crescimento da floresta com sua estrutura básica (Oliveira et al., 1998).

Em vários trabalhos relacionados à exploração convencional e de impacto reduzido, a FAO relata que em áreas tropicais os danos às árvores residuais variaram de 30 a 70% em áreas sob altas intensidades de exploração ( $> 30 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ ) a 10 a 20% em áreas sob média e baixa intensidades de exploração ( $1-2 \text{ árvores}.\text{ha}^{-1}$ ), na exploração convencional, enquanto que com as técnicas de manejo florestal de baixo impacto, esses danos foram reduzidos em até 200%. O mesmo documento enfatiza, porém, que os danos às árvores remanescentes não aumentam em proporção direta à intensidade de exploração, mas que com a implantação das técnicas de exploração de impacto reduzido, a intensidade de exploração pode ser significativamente aumentada e ainda assim resultar em menores danos às árvores residuais (FAO 2004). Buenaflores (1989), por exemplo, encontrou 67% de danos às árvores residuais na exploração convencional, com remoção de  $23 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ , enquanto que nas áreas com exploração de impacto reduzido, 22% das árvores residuais foram danificadas com remoção de  $32 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  de madeira, em floresta tropical na Nova Guiné.

Com relação à madeira extraída da floresta na exploração convencional e na exploração de impacto reduzido, considerando 130 estudos ( $n= 37$  para EIR e  $n= 93$  para EC) Killmann et al. (2002) encontraram que o volume colhido foi em média  $8 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  menor com EIR do que na EC. Afirmam ainda que o tempo requerido para o abate de cada árvore é significativamente maior nas operações de EIR, sendo despendido na localização da árvore, na preparação da queda e no abate.

A exploração de impacto reduzido (EIR) minimizou o número de árvores impactadas na floresta remanescente em mais de 50%. Para cada 100 árvores cortadas na exploração convencional (EC), 38 remanescentes, comerciais e potencialmente comerciais, sadias e com DAP igual ou superior a 35 cm foram fatalmente danificadas; na EIR, 17 foram fatalmente danificadas. Isso equivale a quase 4 árvores remanescentes fatalmente danificadas para cada 10 exploradas, no caso da EC, contra menos de 2, no caso da EIR. As perturbações geradas no solo da floresta pela operação de máquinas no talhão EC representaram o dobro daquelas geradas no talhão EIR. No total, 10% do solo florestal foi afetado no talhão EC contra 5% no talhão EIR. A área de solo afetada por árvore extraída foi 60% maior na EC em relação à EIR. Ademais, 100% da manta nos ramais de arraste do talhão EC foram retirados, deixando expostos os solos minerais, contra 10% no caso dos ramais de arraste da EIR. A madeira desperdiçada na EC representou 24,20% do volume total de madeira explorada; no caso da EIR, 7,68%. A EIR resultou claramente em grandes ganhos na eficiência de utilização da madeira. Os benefícios econômicos e ecológicos da floresta remanescente foram sensivelmente superiores no talhão EIR (FFT, 2004).

Os danos causados pela exploração madeireira legal no Centro-Oeste brasileiro sob manejo florestal mostraram que a exploração de impacto reduzido não provocou danos significativos às copas e aos fustes das árvores remanescentes, onde em média, 10% dos indivíduos apresentaram-se com algum tipo de dano, sendo que 85% deles foram causados ao fuste das árvores, não existindo diferença entre os tratamentos aplicados (Carvalho, 2004). A abertura no dossel foi cinco vezes menor com EIR no leste da Amazônia (Johns et al., 1996), houve uma redução de 50% nos danos à floresta remanescente na Malásia (Tay et al., 2002) e na Indonésia (Bertault & Sist, 1997; Sist et al., 2003), a área ocupada por trilhas, estradas e pátios de estocagem foi 50% menor na Amazônia brasileira (Pereira Jr., 2002), a lucratividade aumentou em 35% na primeira colheita na Amazônia brasileira (Holmes et al., 2002) e a abertura no dossel aumentou 15% na exploração convencional contra 10% na de impacto reduzido na Amazônia brasileira (Freitas, 2004).

Os resultados encontrados por Killmann et al. (2002) e por vários outros autores apontam que a exploração de impacto reduzido foi mais vantajosa, promoveu a redução de 41% nos danos à floresta residual (n = 75), de 56% às

árvores remanescentes por árvore abatida ( $n = 15$ ), de 50% nos danos causados por trilhas de extração ( $n = 39$ ), de 60% na perda de madeira na floresta (madeira esquecida ou não encontrada) e de 36% na abertura do dossel ( $n = 25$ ).

O efeito da exploração de impacto reduzido na florística e na estrutura de uma comunidade arbórea na floresta amazônica foi avaliada por Pereira et al. (2005). Eles encontraram que a exploração promoveu uma redução balanceada em todas as classes diamétricas, permitindo a manutenção do padrão da estrutura da floresta original. A variação da diversidade de espécies foi pequena  $H' = 4,738 \text{ nats.indv}^{-1}$  antes da exploração, contra  $H' = 4,735 \text{ nats.indv}^{-1}$  após. A equabilidade de Pielou foi de 0,803 e 0,805 antes e após a exploração respectivamente.

Os índices de impacto, isto é, o número de árvores destruídas em relação ao número de árvores extraídas e volume destruído em relação ao volume extraído são, respectivamente, 35% e 65% menores do que aqueles verificados em exploração convencional praticada no leste da Amazônia. A destruição de árvores concentrou-se naquelas de menor diâmetro. Essa população pode ser recomposta em tempo relativamente curto se forem utilizadas boas práticas de manejo, especialmente respeitando ao ciclo de corte (Silva et al., 2001a).

Dentre as técnicas de manejo de baixo impacto utilizadas, a derrubada direcionada demonstrou ser uma das atividades capaz de controlar uma proporção importante dos danos ocasionados a floresta remanescente. Houve uma relação significativa e positiva entre a área basal explorada e a área basal danificada, onde se incrementa uma em função da outra, principalmente para a metodologia de exploração convencional, sendo a relação entre ambas as variáveis maior (Bulfe, 2008).

Os impactos provocados pela exploração no dossel da floresta também foram mensurados nesse estudo, entre as duas modalidades de exploração empregadas, a de impacto reduzido foi a que menos agrediu a floresta, proporcionando uma menor perda de dossel, conforme ilustrado na Figura 2. As perdas foram estimadas em 15,5% para o tratamento exploração convencional e 12,3% para o tratamento exploração de impacto reduzido. A recuperação da cobertura foi considerada rápida, tendo presente o curto período estudado, sendo os valores de ambos os tratamentos de exploração muito parecidos aos das parcelas testemunhas sem exploração (Id.).

Na Amazônia brasileira Silva (2001) encontrou no sistema de manejo florestal convencional custo de U\$ 15,66.m<sup>-3</sup> de madeira explorada, enquanto que, no manejo de baixo impacto estes foram de U\$ 13,64.m<sup>-3</sup> nas mesmas condições.

O manejo florestal pode contribuir para a redução das taxas de desmatamento, na geração de postos de trabalho, redução das taxas de emigração rural, diversificação e elevação da renda no meio rural, alcance de mercados exigentes (pela certificação florestal), manutenção dos serviços ambientais da floresta (equilíbrio climático e hídrico, conservação da biodiversidade e proteção do solo) e para a legitimação da indústria de base florestal (Araújo, 2005). Portanto, essas práticas devem ser mais estimuladas, juntamente com a divulgação de seus resultados e impactos.

Deve-se considerar ainda que a silvicultura de florestas tropicais encontra-se em estágio social de desenvolvimento e que as demandas não estão mais baseadas somente em alcançar o rendimento sustentado da produção de madeira, seus objetivos devem incluir o valor estético, a manutenção dos processos naturais e o uso múltiplo dos recursos naturais (O'Hara, 2002).

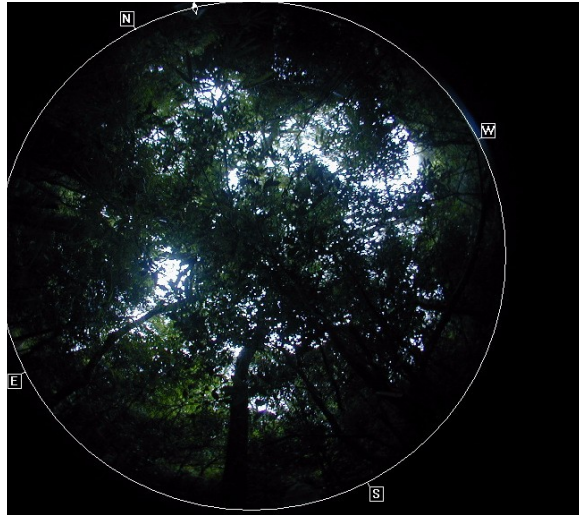
A exploração florestal de impacto reduzido é um dos caminhos que se deve seguir para manter a produtividade das florestas tropicais. Na Amazônia brasileira, os benefícios econômicos, os quais mais sensibilizaram os empresários, apenas recentemente foram divulgados (Holmes et al. 2002).

a)



b)





c)

FIGURA 2. Fotografias hemisféricas da cobertura para cada tratamento a 1,5 metros do solo. a) Parcela permanente sob Exploração Convencional; b) Parcela permanente sob Exploração de Impacto Reduzido e c) Parcela permanente Testemunha sem exploração. Cada uma delas foi selecionada com o critério de apresentar um valor de cobertura de dossel o mais próximo possível à cobertura média determinada em cada tratamento (Bulfe, 2008).

Na visão de vários empresários do ramo madeireiro na Amazônia Ocidental, o manejo de baixo impacto possui vantagens comparativas em relação ao processo convencional, é o que veremos a seguir (Eller & Fujiwara, 2007):

- a) O aumento da produtividade é um elemento redutor de custos. A produtividade por hectare das áreas manejadas é superior a observada no caso da exploração madeireira convencional, mesmo se levando em conta os gastos iniciais com o planejamento da ação. Isso ocorre basicamente por dois motivos. Inicialmente há que se destacar a ampliação do número de espécies exploradas (no manejo convencional eram três, no de baixo impacto são cerca de quarenta), há também o fato de que o planejamento traz consigo ganhos de escala no consumo de insumos e no investimento em maquinário e pessoal.
- b) O manejo sustentável amplia o uso das áreas exploradas. Seja por meio da ampliação e diversificação do mercado de madeira, seja pela renovação constante da cobertura vegetal.
- c) O manejo sustentável permite também que as áreas já exploradas possam ser novamente utilizadas em um prazo de cerca de dez a trinta anos.

- d) A combinação destes fatores faz com que seja plausível o investimento na aquisição de áreas de floresta, as quais funcionam como reserva de valor e ao mesmo tempo garantem ao empresário manejador o acesso a matéria prima abundante.
- e) Pode ser observada uma mudança cultural na atitude dos madeireiros. O setor era mal visto pela sociedade, “como se fosse um trabalho de gangsters”. Com o manejo sustentável os madeireiros do Acre passaram a exigir que fossem chamados de manejadores, desenvolvendo uma nova estratégia de inserção social, que priorizava o trabalho de suporte ao meio ambiente ao contrário da visão anterior de “piratas da floresta”.
- f) O manejo de baixo impacto é vantajoso porque elimina o caráter nômade do trabalho do madeireiro, assim como diminui o risco do negócio e o medo da fiscalização ambiental anteriormente presentes.

### **3.4 SITUAÇÃO DO MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA**

A situação atual dos Planos de Manejo Florestal Sustentáveis (PMFS) Amazônia é relatada por Cavalcante (2002). Através da quantidade de PMFS pleiteantes de autorização para exploração em relação ao potencial da região, pode-se avaliar a pouca importância da atividade como forma sustentável de exploração de recursos naturais. Dentre os PMFS existentes, uma parcela importante não foi considerada apta a continuar suas atividades e pouco mais da metade foram considerados aptos (ver Tabela 1). Uma quantidade baixa em função do também baixo nível técnico da atividade. Os estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia detêm 75,4% dos PMFS em atividade. E os estados do Acre e do Tocantins são os menos importantes, sem contar o estado de Roraima, onde a atividade sequer existe.

Nas indústrias da Amazônia, a madeira utilizada é originada de florestas naturais podendo ter procedência de duas fontes: a) Planos de manejo Florestal ou b) Autorizações de Desmatamento. Se for o caso deste último, o desmate está restrito a 20% das propriedades rurais, situada em áreas de florestas na Amazônia Legal (Medida Provisória 2.166-65, de 2001). Caso seja mediante Plano de Manejo Florestal Sustentado (PMFS), deve ser de acordo com Artigo 15 do Código Florestal,

Lei 4.771 de 1965. Onde este plano deverá contemplar as modalidades de manejo empresarial (acima de 500 ha), manejo em pequena escala (abaixo de 500 ha), comunitário (associações ou cooperativas) e em florestas de palmeiras (Portaria Ibama nº 19 de 11/04/2003) (Lentini et al., Apud Pereira, 2004).

TABELA 1. Situação dos PMFS da Amazônia, após as vistorias técnicas do IBAMA (Cavalcante, 2002).

<b>UF</b>	<b>Apto</b>	<b>Recomposição</b>	<b>Suspense</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
AC	15		2	17	<b>1,6</b>
AM	39	1	5	45	<b>4,2</b>
AP	29	2	21	52	<b>4,9</b>
MA	47	11	73	131	<b>12,4</b>
MT	105	21	98	224	<b>21,2</b>
PA	205	10	86	301	<b>28,4</b>
RO	109	6	158	273	<b>25,7</b>
TO			16	16	<b>1,5</b>
<b>Total</b>	<b>549</b>	<b>51</b>	<b>459</b>	<b>1.059</b>	<b>100,0</b>
<b>%</b>	<b>51,8</b>	<b>4,8</b>	<b>43,3</b>	<b>100,0</b>	

Anualmente o IBAMA tem avaliado a qualidade dos planos de manejo florestal. Em 1998, o órgão aprovou 866 planos de manejo na Amazônia Legal, o que corresponde a uma área total de 1,8 milhão de hectares. Os planos analisados pelo IBAMA foram classificados em três categorias: a) apto; b) suspenso; e c) cancelado. O IBAMA começou a divulgar os dados referentes às aprovações de cada ano a partir de 2000. Neste mesmo ano havia 389 planos aptos, o que somava um total de 185 mil hectares da floresta. Em 2001, o número de planos aptos passou para 549 e a área manejada subiu para 340 mil hectares (Cavalcanti, 2002).

O volume de madeira autorizado pelo IBAMA em 1998, foi de 89,5 milhões de metros cúbicos de madeira em tora. Em 2000, 4,1 milhões de metros cúbicos de madeira em tora foram aprovados, o que corresponde 44% do total. Em contrapartida, 5,3 milhões de metros cúbicos foram autorizados através de desmatamento (56%). Já em 2001, cerca de 15 milhões de metros cúbicos de madeira em tora foram autorizados pelo IBAMA. Destes, provenientes de plano de manejo, foram 9,3 milhões de metros cúbicos e 5,6 milhões originários de autorizações de desmate (Lentini et al., Apud Pereira, 2004).

A Figura 3 apresenta o peso relativo de cada estado no volume de madeira oriundos de planos de manejo florestal na Amazônia. Podemos observar que os Estados menos expressivos em termos de volume de madeira são Tocantins e Acre, os quais somam menos de 1% do volume de PMFS na Amazônica. Em contra partida, os Estados do Para,



Mato Grosso e Rondônia se destacam por concentrarem a maior parte dos planos de manejo florestal dentro dos seus limites territoriais (Cavalvanti, 2002).

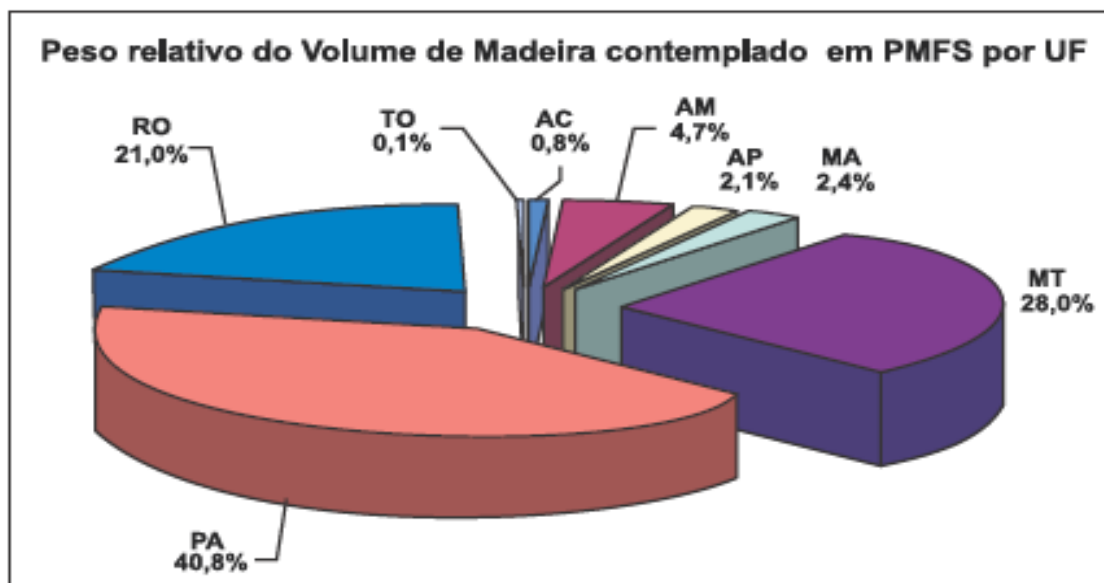


FIGURA 3. Peso relativo de cada estado no volume de madeira oriundos de planos de manejo florestal na Amazônia.

A Amazônia representa 70% da produção nacional da madeira (indústria de serrarias, laminados e compensados). A atividade madeireira na Amazônia, a não ser pelo uso de novos equipamentos, não apresenta na base, grandes diferenças daquela desenvolvida pelos portugueses no período colonial. A região ainda é uma grande colônia de exploração, onde as madeireiras exploram o recurso florestal de forma seletiva e predatória – exaurindo as espécies nobres, deixando um rastro de destruição, não só pela derrubada das árvores, mas, também, pelos equipamentos pesados que são utilizados para remoção e transporte das mesmas até os pátios das empresas (Marques, 1999).

No Estado do Amazonas por exemplo, o principal problema é que a produção madeireira não está sendo feita de forma sustentável, devido os planos de manejo florestal não serem corretamente implementados e as principais razões para isso esteja acontecendo são (Higuchi, 2003):

Domínio implementação: a) exploração florestal mal feita (falta de pessoal qualificado em todos os níveis, remuneração baixa, equipamentos inadequados, falta de assistência técnica); b) investidores só pensam em uma colheita (cultura imediatista, o tamanho da reserva florestal disponível, dificuldades naturais,

estatísticas não confiáveis, baixo conhecimento tecnológico, falta de conhecimento sobre o mercado, inexistência de análise Custo/Benefício, falta de incentivos para o setor); c) fiscalização/monitoramento inexistente (faltam recursos, equipamentos, orientações e pessoal).

Domínio conhecimento: a) currículo das escolas de engenharia florestal é inadequado; b) comunicação entre ensino & pesquisa e setor produtivo é ruim (linhas de pesquisas são definidas por pesquisadores - de universidades e de institutos de pesquisa -, pesquisadores publicam para colegas, não há programas de extensão, empresários investem muito pouco em pesquisas); c) falta de conhecimento básico e aplicado (silvicultura tropical, tecnologia da madeira, ergonomia, economia, comercialização & mercado, impactos ambientais, impactos sociais e culturais).

Domínio política setorial: a) política setorial fragmentada (falta do zoneamento ecológico-econômico, conflitos entre as diferentes regras do uso do solo, estatísticas não confiáveis); b) legislações não cumpridas (normas mudam com muita facilidade, falta de sistema de validação das normas estabelecidas, falta de fiscalização).

Aproximadamente 90% das atividades madeireiras na Amazônia são ilegais, e o aumento da rede rodoviária favorece a prática desautorizada e descontrolada desta atividade (Nepstad et al, 2000).

Os Órgãos ambientais não conseguem proteger as florestas, por diversos motivos, tais como: orçamentos reduzidos; número de fiscais reduzidos e, às vezes sem qualificação; extensão territorial muito grande; dificuldade de acesso às áreas a serem fiscalizadas; pressão dos madeireiros que tentam inibir as ações de fiscalização (Lopes, 2000).

Sobre as várias faces da ineficiência, em maio de 2001 foram lavrados pelo IBAMA, dois autos de infração envolvendo a exploração de madeira ilegal em Manaus. Para surpresa, a madeira desapareceu, restando ao IBAMA dois problemas: o desaparecimento de 1890 m<sup>3</sup> de madeira e os autos de infração que foram aplicados com graves irregularidades no preenchimento. Esse caso mostra que mesmo depois de apreendida, a madeira ilegal continua chegando às serrarias (Id.).

Apesar da legislação ambiental brasileira ser moderna e o artigo 15 (manejo florestal na Amazônia) ter sido finalmente regulamentado em 1994, é difícil encontrar um plano de manejo florestal em regime de rendimento sustentado sendo executado na região. Os planos são aprovados pelas superintendências estaduais do IBAMA, mas com problemas de falta de pessoal e recursos para deslocamentos de fiscais, poucos projetos são devidamente fiscalizados (Higuchi, 2003). Confrontando essas informações com os dados de Cavalcante (2002) contidos na TABELA 1, verificamos que as estatísticas que estão sendo divulgadas sobre planos de manejo florestal sustentável na Amazônia não refletem a real situação da produção ilegal de madeira na Amazônia.

O Poder Público não vem se incumbindo, efetivamente, com a obrigação de preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas; não vem preservando a diversidade e a integridade do patrimônio genético da região; não vem promovendo a educação ambiental em todos os níveis de ensino e a conscientização pública para a preservação do meio ambiente e muito menos protegendo a fauna e a flora, vedando as práticas que coloquem em risco sua função ecológica e provoquem a extinção de espécies (Assis, 2002).

### **3.5 SISTEMAS SILVICULTURAIS USADOS NO MANEJO DE FLORESTAS TROPICAIS**

Os sistemas silviculturais utilizados no manejo de florestas tropicais pelo mundo a fora, são na realidade aprimorações dos clássicos modelos idealizados

para a exploração de florestas temperadas. Eles se classificam basicamente em dois tipos: os sistemas monocíclicos e os sistemas policíclicos.

No sistema monocíclico (uniforme) a retirada da madeira comercial é feita de uma só vez e a próxima colheita é baseada nas mudas das espécies comerciais existentes no momento do primeiro corte. Os ciclos de corte dependem do crescimento médio das espécies a regenerar, mas em geral são longos, entre 70 a 100 anos. Em virtude disto, há necessidade de imobilizar grandes áreas florestais para atender o princípio da produção sustentada. Atualmente está praticamente extinto em florestas tropicais. Um exemplo clássico é o Sistema Uniforme Malaio (Silva, 1993; Higuchi, 2003).

No sistema policíclico todas as árvores comerciais, ou parte destas, que atingiram o tamanho de corte são retiradas. As árvores de tamanho intermediário permanecem e passam a constituir o estoque do próximo corte, conduzindo à formação de florestas multiêneas manejadas. Por isso os ciclos de corte são bem menores do que os do sistema monocíclico, variando de 20 a 40 anos. Neste caso, necessitam de uma área florestal menor para obedecer ao princípio da produção sustentada. Pela mesma razão são economicamente mais atrativos. Exemplos são os sistemas Seletivos da Indonésia, Seleção de Gana e o CELOS do Suriname (Id.).

Os principais sistemas silviculturais utilizados no manejo florestal no mundo foram: Malaio Uniforme, Tropical Shelterwood, Seletivo, Malaio Uniforme Modificado das Filipinas, Malaio Uniforme da Indonésia, Malaio Uniforme Modificado de Sabah, Desbaste de Sarawak, Seletivo Modificado da Malásia Peninsular, Seletivo Modificado das Filipinas, Seletivo Modificado da Indonésia, Diâmetro Mínimo, Seletivo da Tailândia, Tropical Shelterwood de Gama, Seletivo Modificado de Gama, Melhoramento da População Natural da Costa do Marfim, Seletivo de Porto Rico, Tropical Shelterwood de Trindade, CELOS do Suriname, Melhoramento da População Natural da Guiana Francesa e Faixas de Colheita do Peru (Higuchi, 2003).

Para serem implementados os sistemas silviculturais precisam ser testados e validados, adequando-se às características de cada microrregião ou bioma. As principais informações necessárias para implementar um sistema silvicultural e definir modelos de crescimento e produção são: a identificação correta das espécies, a estrutura da vegetação, a distribuição espacial das espécies vegetais, a autoecologia das espécies, os parâmetros demográficos da regeneração natural, a

biologia reprodutiva e a dinâmica de crescimento e produção das espécies (Azevedo, 2006).

Na Amazônia as pesquisas com sistemas silviculturais iniciaram-se em fins dos anos 70 e começo dos anos 80. As principais experiências estão sendo executadas nas seguintes regiões: FLONA de Tapajós (CPATU – EMBRAPA), Curuá-Una (SUDAM/FCAP), Projeto Jari (Jari/CPATU – EMBRAPA), Buriticupu e Marabá (CVRD), Manaus (INPA), Abufari (CAROLINA), Floresta Estadual do Antimary (FUNTAC), Projeto de Assentamento Pedro Peixoto (EMBRAPA ACRE) e em Paragominas (IMAZON) (Higuchi et. al., 2008).

Essas experiências inspiraram dois sistemas silviculturais para a Amazônia brasileira, o SSB (Sistema Silvicultural Brasileiro para Florestas de Terra Firme da Amazônia) sugerido pela Embrapa Amazônia Oriental e o sistema SEL (Seleção de Espécies Listadas), desenvolvido pelo INPA. Estes dois sistemas são do tipo policíclico e de uso múltiplo e são análogos aos princípios dos sistemas precursores, Malαιο e Shelterwood Tropical, que se utilizam da regeneração natural para garantir ciclos de corte subseqüentes (Id.).

O sistema de seleção leva em conta a baixa incidência de espécies comerciais (não mais de 80, entre as quais se destacam madeiras como ipê, cedro, jatobá, sucupira, mogno, tatajuba, maçaranduba, freijó, piquiá e tauari) entre as milhares de espécies arbóreas encontradas na Amazônia. É uma situação bastante diferente daquela da Malásia, por exemplo, onde ocorre grande densidade de espécies comerciais e onde se pratica, em decorrência, uma exploração uniforme e com ciclos de corte longos, de até 100 anos. O sistema silvicultural seletivo na região amazônica opera com ciclos de corte e volumes menores. E essa é uma de suas grandes vantagens: explorando a floresta racionalmente e com impacto reduzido, é possível voltar a cortar madeira em 30 anos, contra os 60 anos ou mais da exploração convencional (FFT, 2004).

O corte seletivo para que seja considerado um sistema silvicultural, é necessário que haja compromisso com a produção sustentada, com retiradas periódicas em cada talhão ou compartimento nas várias classes de idade, de maneira a manter proporções corretas de plantas nas classes diamétricas sucessivas, ou seja, adotar o conceito de floresta balanceada; compreender a estrutura da floresta, respeitar a diversidade florística ou a biodiversidade; efetuar tratamentos que privilegiem a regeneração das espécies de interesse, eliminando-se

a concorrência com as plantas invasoras. Deve-se eliminar ainda as plantas doentes, sem vigor e que de certa forma diminuem a potencialidade da floresta. Por último, deve-se adotar um sistema de corte e colheita que impactem o mínimo a floresta remanescente (Scolforo, 1998).

O sistema de corte seletivo, quando aplicado corretamente, respeitando as leis ecológicas impostas pela natureza é inegavelmente uma prática de melhoramento da floresta. Aumenta a proporção das espécies de interesse na área, através do processo de regeneração dirigida, conduzindo-as para uma produção sustentável e ecologicamente viável (Id.).

### **3.6 SUCESSÃO FLORESTAL**

A sucessão é o processo que caracteriza o surgimento e o desenvolvimento de vegetação em uma determinada área alcançando um equilíbrio dinâmico após sucessivas transformações (Silva et al., 2004). As perturbações constituem-se de aberturas do dossel do povoamento florestal que originaram modificações na flora, na fauna, no solo e no microclima do ecossistema (Schneider & Finger, 2000).

A sucessão também está associada ao tamanho da clareira, a entrada de luz até o chão, ao banco de sementes do solo e ao potencial vegetativo das espécies, às vezes ocorrendo quando um grupo de espécies tolerantes à luz substitui um grupo de espécies intolerantes à luz (Carvalho, 1997). Portanto, a luz é um fator crucial na determinação de processos ecológicos e fisiológicos importantes nas plantas, sendo sua disponibilidade um dos principais elementos do meio ambiente que influenciam o desenvolvimento da vegetação, podendo seu suprimento inadequado reduzir o vigor e limitar o crescimento dos vegetais (Swaine & Whitmore, 1988; Denslow et al., 1990).

Independente do distúrbio que dá início à sucessão: morte de árvores mais velhas, queda de árvores por ventos ou por outras causas quaisquer, a regeneração será determinada pelos requerimentos por luz das espécies (Whitmore, 1989). Algumas espécies são demandantes por luz (intolerantes à sombra) e podem se desenvolver somente em ambientes de clareiras; outras são tolerantes à sombra e suas plântulas são capazes de sobreviver e alcançar a maturidade mesmo sob um dossel fechado (Richards, 1996; Swaine & Whitmore, 1988).

Existem dois tipos de sucessão, a primária e a secundária. Quando o processo de formação de uma comunidade vegetal se dá sobre substrato não ocupado anteriormente é denominada sucessão primária, sucessão autogênica ou prissere. Neste caso, o ecossistema inicia seu desenvolvimento, concomitantemente à vegetação, solo e microclima. Quando a sucessão segue-se à destruição ou alteração significativa de uma comunidade preexistente, ou seja, consistindo na reestruturação gradual do ecossistema, é chamada de sucessão secundária, sucessão alogênica ou subsere (Kuniyoshi, 1989).

Alguns autores, como Odum (1983), consideram que em qualquer ecossistema, a sucessão se inicia por etapas pioneiras, que vão sendo substituídas por comunidades relativamente transitórias, denominadas fases serais; à medida em que prossegue a sucessão, surgem as comunidades mais ajustadas às condições do meio, e por isso mais equilibradas, chamadas de sere. Quando as relações bióticoabióticas e biótico-bióticas se complexificam e sofisticam, chegam a uma fase estabilizada, denominada clímax.

Clements, Weaver & Clements apud Guapyassú (1994) consideram que o processo de sucessão envolve seis etapas: 1. nudação, ou seja, a exposição de um novo substrato; 2. migração, quando ocorre a chegada dos novos disseminulos, influenciada por fatores inerentes a esses, como mobilidade e agentes disseminadores, pela distância das fontes de disseminação e pela topografia; 3. exese, que se refere ao ajustamento dos novos indivíduos à área, envolvendo os processos relativos ao seu estabelecimento, como germinação, crescimento e reprodução, que acabem levando à próxima etapa; 4. competição, que pode resultar na substituição das espécies; 5. reação, que envolve modificações no hábitat causadas pelas espécies nele presentes; 6. clímax, ou estágio de equilíbrio.

Para Whitmore (1990) três são as fases no desenvolvimento de uma floresta tropical: fase de clareiras, fase de regeneração e fase madura. A fase de clareira é caracterizada pelo início da sucessão, com a composição florística caracterizada por espécies em fase inicial de desenvolvimento. A fase de regeneração é composta por espécies de rápido desenvolvimento principalmente em altura, sendo intensificada a competição. A fase madura é composta por um grande número de indivíduos que atingem a fase de reprodução. Portanto, a comunidade vegetal passa por uma série de estágios de desenvolvimento até atingir um estágio de equilíbrio.

Outros autores como Glenn-Lewin & Van Der Maarel (1992) consideram que a sucessão apresenta uma hierarquia de causas, que são sumarizadas em sete classes: Flutuação é a menor divisão da escala de tempo da dinâmica vegetacional, não-direcional, com mudanças quantitativas, resultando em respostas populacionais a pequenas alterações nas condições ambientais; Dinâmica em escala de clareiras resulta da morte de plantas individuais ou populações locais, imposta externamente, ou ontogeneticamente, e implica em alterações qualitativas na vegetação mais do que alterações quantitativas de flutuações. Como consequência, espécies se regeneram, buscando a sua manutenção na comunidade; Dinâmica da paisagem resulta do desaparecimento de populações locais ou paisagem de uma espécie, ou de diversas espécies juntas, e o estabelecimento de outras populações. Assim como a dinâmica de clareiras, as mudanças podem ser cíclicas e a estrutura de uma paisagem pode se repetir no tempo; Sucessão cíclica consiste na substituição cíclica dos componentes da vegetação que normalmente são reconhecidos como comunidades separadas. O componente da vegetação em sucessão neste caso pode ser apenas uma população dominante; Sucessão secundária é a regeneração de uma comunidade clímax, após um distúrbio de grandes proporções, como, fogo, vendavais, ataque de insetos, queima ou corte raso. Outra forma de sucessão secundária, largamente estudada, é o desenvolvimento da vegetação seguida de uma seqüência específica de eventos: degradação total da vegetação seguida de diferentes tipos de uso da terra e posteriormente abandonado; Sucessão primária ocorre em um substrato recentemente exposto. Como esses substratos são normalmente pobres em nitrogênio, a presença de organismos fixadores de nitrogênio são importantes nos estágios iniciais; Sucessão secular consiste em alterações na paisagem em longos períodos como resultado de alterações ambientais lentas, especialmente climáticas. As mudanças aparentes durante a sucessão em longos períodos incluem aquelas relacionadas a distribuição geográfica de espécies.

### **3.7 DINÂMICA DE CLAREIRAS EM FLORESTAS TROPICAIS**



A abertura de clareiras provoca uma mudança no microambiente ao piso da floresta pelo aumento da radiação solar e da temperatura, diminuindo a umidade do solo e do ar (Lopes et al. 2001a). Causa também diminuição momentânea da competição por nutrientes (Silva et al. 2001b).

Além disso, as aberturas provocadas no dossel também criam um ambiente diferente do seu entorno, sendo nelas os fatores ambientais alterados, principalmente a radiação solar, da qual sua quantidade e duração dependem do tamanho da clareira, pelo qual elas são consideradas como um processo importante nas florestas tropicais. Assim, as clareiras adquirem importância quando se estuda a dinâmica da floresta (Lima, 2005b; Hogan & Machado, 2002).

A radiação fotossinteticamente ativa não é uniforme dentro da clareira, sendo menor nas bordas que no centro dela. Com isso, pode-se prever que as respostas das espécies são diferentes de acordo com a sua localização dentro da clareira. Um outro fator importante é o momento no qual se forma a clareira. Face a esses aspectos, uma mudança no microclima poderia ser maior com a coincidência de períodos de alta irradiação e de balanço hídrico negativo (Brown, 1996). Outro aspecto quando uma clareira é formada são as mudanças que ocorrem nas propriedades do solo, incluído o aumento da decomposição e a distribuição de nutrientes, uma vez que o solo mineral é exposto (Higuchi et. al., 2008).

É de importante também salientar o estado sucessional da floresta, já que apresenta uma correlação com a sua estrutura, afetando a dinâmica de formação de clareiras. Nicotra et al. (1999) observaram que o dossel de florestas secundárias apresentava homogeneidade no número de clareiras de tamanho intermediário, enquanto que na floresta primária apresentava várias aberturas pequenas e poucas grandes. Esse padrão estaria sendo influenciado pela ausência de indivíduos grandes nos estádios iniciais da sucessão, sendo eles os formadores de clareiras de tamanhos maiores.

Durante a sucessão, as primeiras espécies a colonizarem uma clareira são espécies agressivas que tendem a se tornarem dominantes (Oliveira, 2000), espécies oportunistas, que na maioria das vezes podem ser exóticas à área e que possuem grande potencial de adaptação e colonização (Cronk & Fuller, 2001).

Os organismos têm uma quantidade limitada de tempo e energia para completar o ciclo de vida. O tempo, por si só, não é alocado, mas é importante no ganho energia fotossintética e na utilização de energia para sua manutenção. Uma

fração da energia total disponível é distribuída para cada atividade no ciclo de vida: a quantidade de tempo gasto no estado de dormência, na fase juvenil, no estágio vegetativo ou na fase madura etc. O organismo parece ficar sobre um continuum entre dois extremos de alocação de recursos o r e k (Higuchi et. al., 2008):

- Seleção r – planta de vida curta que amadurece rapidamente, ocupa um habitat aberto numa comunidade seral e gasta uma grande fração de seus recursos fotossintéticos para produzir flores, frutos e sementes. O tamanho de suas populações é densidade-independente, isto é, elas são reguladas por fatores físicos como fogo, inundação, congelamento, seca etc.
- Seleção k – planta de vida longa que tem um prolongado estágio vegetativo ocupa uma comunidade fechada, seral tardia ou clímax e gasta uma pequena fração de seus recursos para reprodução. O tamanho de suas populações é densidade-dependente, isto é, elas são reguladas por interações bióticas como a competição.

No geral, os grupos ecológicos estão relacionados com o tamanho das clareiras, onde as espécies tolerantes a sombreamento apresentaram uma maior afinidade com clareiras pequenas, enquanto que as espécies intolerantes apresentam um comportamento contrário (Lawton & Putz, 1988). Nesse contexto, a idade da clareira adquire importância devido ao processo sucessional que ocorre no tempo.

Naturalmente existe uma amplitude de sobrevivência das plântulas na sombra representada por um contínuo de tolerância e não por uma dicotomia entre espécies tolerantes e intolerantes, conforme discutido por Souza & Válio (2001). Além do mais, espécies juvenis tolerantes à sombra que sobrevivem à formação da clareira podem dominar a regeneração simplesmente por estarem lá no momento da formação da clareira, reduzindo a vantagem competitiva das espécies pioneiras (Felton et al. 2006).

Avaliações feitas em clareiras novas (menores que dois meses) demonstraram a existência de uma alta densidade de espécies arbóreas tolerantes ao sombreamento quando comparado com locais de dossel fechado, em consequência, a diversidade pode ser maior nessas clareiras devido ao incremento na densidade de indivíduos (Lawton & Putz, 1988). Por outro lado, tanto a diversidade quanto a densidade de espécies tolerantes não apresentaram diferenças

significativas quando comparadas situações de clareiras e não-clareiras. Quando considerado o grupo ecológico das espécies pioneiras, a densidade e a riqueza são maiores nas clareiras, mantendo o grupo por longo período na comunidade (Schnitzer & Carson, 2001).

De modo geral, a taxa de formação de clareiras numa floresta é de 4-5 clareiras por hectare a cada ano, onde a queda de árvores e ramos tem um impacto sobressalente sobre a estrutura da floresta (Lawton & Putz, 1988). Sempre é observada uma heterogeneidade nos tamanhos das clareiras, a qual está relacionada com a origem da formação delas. Dados encontrados na literatura mencionam valores de 41% das clareiras formadas por queda das árvores (desenraizamento), 39% por causa da quebra do fuste das árvores e somente 20% por ruptura de ramos. Estes três tipos de formação gerariam, respectivamente, clareiras de maior para menor tamanho (Lima, 2005a).

Quanto à variabilidade de tamanhos de clareiras Lawton e Putz (1988), encontraram que uma alta proporção da frequência das clareiras concentrou-se na classe de tamanho inferior e uma baixa frequência nas classes de tamanho maiores, sendo estes últimos os quais contribuíram com uma maior proporção da superfície total de clareira (37%), quando comparada com a superfície gerada pelas clareiras da classe inferior (13%). Dessa maneira, fica estabelecido que a variação no tamanho das clareiras está fortemente relacionada com a frequência e a contribuição da área em cada classe de tamanho, sendo eles, atributos importantes a ter em consideração no regime de distúrbio.

Segundo Uhl et al. (1988) indivíduos com DAP entre 20 e 50 cm poderiam criar clareiras entre 5 e 100 m<sup>2</sup>, aqueles com DAP entre 50 e 100 cm formariam clareiras entre 100 e 200 m<sup>2</sup> e clareiras com superfícies maiores que 200 m<sup>2</sup> somente poderiam ser formadas a partir da queda ou abate de vários indivíduos.

No manejo de florestas tropicais, as perturbações produzidas pela operação florestal são importantes por alterarem o ecossistema. Por esse fato, é necessário conhecer os tipos florestais, a sua dinâmica, os elementos reguladores envolvidos na manutenção das populações das espécies manejadas e no seu equilíbrio (Vasconcelos, 2003).

O crescimento dos indivíduos arbóreos (> 10 cm DAP) é influenciado pelo tamanho da clareira, tipo de micro-habitat dentro da clareira, sua idade, o grupo ecológico a qual pertence e o seu tamanho, faze-se ressalva que o crescimento

diminui com a idade da clareira. A probabilidade da morte de um indivíduo declina conforme seu diâmetro, atingindo valores de 14% para indivíduos com DAP entre 5 e 9,9 cm; 7% para aqueles entre 10 e 19,9 cm de DAP e 5% para os maiores de 20 cm de DAP (Uhl et al., 1988).

Quanto à abertura provocada no dossel pela exploração, Johns et al. (1996) comprovaram que a queda de uma árvore acarreta aberturas médias menores em área com planejamento quando comparada com áreas sem (166 e 355 m<sup>2</sup> respectivamente), atingindo uma superfície total de clareiras de 845 e 1739 m<sup>2</sup> em cada, correspondendo esses valores a uma perda de dossel estimada de 10% e 19% respectivamente. De forma análoga, Webb (1997) observou uma relação linear negativa entre a cobertura de dossel pós-exploração e a intensidade de exploração ( $r^2 = 0,82$ ).

O trabalho de Silva et al. (2001b) nas regiões do Tapajós e do Jarí, na Amazônia Oriental, menciona uma forte correlação entre a exposição das copas à luz e o crescimento, concluindo que arvoretas com copas totalmente expostas à radiação solar cresceram significativamente mais rápido do que as parcialmente ou completamente sombreadas, independente do grupo ecológico, reafirmando diversos outros trabalhos na mesma região e em outros países, ressaltando importantes implicações para a silvicultura, pois comprova a aplicação de desbastes para liberar as copas das árvores potenciais de exploração, aumentando seu crescimento, podendo induzir a um ciclo de corte mais curto.

Porém, esses mesmos autores afirmam que o benefício da abertura do dossel diminui gradativamente à medida que o tempo passa, com o crescimento chegando quase ao nível de uma floresta não explorada, indicando que os desbastes devem ser práticas silviculturais constantes em manejo operacional se o interesse é manter a floresta crescendo a taxas mais elevadas que o normal.

As operações de exploração florestal estão intimamente relacionadas a dinâmica da vegetação nas clareiras porque provocam abertura no dossel da floresta (imitando a natureza), originando clareiras e conseqüentemente mudanças na estrutura da floresta e alterações nos mecanismos ecológicos do sistema. Isso significa dizer também que, dependendo da intensidade de corte aplicada, os mecanismos reguladores do ecossistema poderão ser mais e/ou menos afetados pela intervenção florestal, não sendo difícil constatar a importância do manejo florestal em regime sustentado para manutenção do ecossistema ao longo do tempo,

conservando a floresta, gerando empregos, fornecendo receitas, produtos e subprodutos para a sociedade.

### **3.8 DINÂMICA DE FLORESTAS TROPICAIS**

A dinâmica em florestas tropicais é o entendimento do comportamento das taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade, tanto em condições naturais como em manejo. São informações fundamentais para definição do ciclo de corte, intensidade de colheita e para prescrição de tratamentos silviculturais nas florestas manejadas (Rocha, 2001).

Especificamente em relação ao manejo de florestas tropicais, é importante mencionar que o crescimento, o recrutamento e a mortalidade quando analisados em conjunto, nos informam como está ocorrendo o processo de evolução do ecossistema florestal em resposta ao sistema de manejo aplicado. Isto é, se a floresta está absorvendo bem os impactos ocasionados pela intervenção florestal e caso isso não esteja acontecendo, que medidas poderiam ser tomadas para que isso venha acontecer, conservando a floresta e habilitando-a para novos ciclos de corte.

Os processos dinâmicos (crescimento e produção, mortalidade e ingresso) de uma floresta são de grande importância, visto que o estudo destes parâmetros indica o crescimento e as mudanças ocorridas em sua composição e estrutura. Portanto, a predição confiável destes processos, ressaltando-se o crescimento e a produção, tornasse imprescindível para a adoção de tratamentos e medidas silviculturais mais adequados para o manejo da floresta sob regime de rendimento sustentado (Mendonça, 2003).

O conhecimento sobre a dinâmica das florestas tropicais é limitado, principalmente no que se refere ao estabelecimento, crescimento e mortalidade das espécies arbóreas. A maioria das florestas tropicais caracteriza-se fundamentalmente pela alta diversidade de espécies, baixa dominância e diversos padrões de dispersão espacial (Hosokawa, apud Mendonça, 2003).

A melhor forma de focar a dinâmica de uma floresta, segundo Finegan (1992) é avaliando o crescimento, mortalidade e recrutamento (ou ingresso) das árvores componentes dessa floresta. O estudo da dinâmica, conforme Vanclay (1994) indica o crescimento e as mudanças na composição e na estrutura de uma

floresta. O crescimento individual das árvores geralmente é avaliado, entre outras variáveis, principalmente pelo incremento diamétrico ou em área basal.

A definição dos componentes do crescimento florestal está relacionada a um tamanho comercial especificado e entre dois inventários sucessivos do povoamento. No estudo de crescimento, os termos mais aceitos são ingresso, mortalidade e corte. A combinação destes três termos com o número, a área basal ou o volume de árvores remanescentes no final do período de mensuração fornece os componentes normalmente utilizados na estimativa do crescimento florestal (Ferreira et al., 1998).

Na dinâmica da vegetação comumente são encontrados resultados que estão fortemente relacionados aos estágios de desenvolvimento da vegetação, e portanto, ao tamanho e distribuição das árvores componentes. Estudos realizados em florestas tropicais mostraram que taxas de mortalidade elevadas são mais comuns em indivíduos de menores diâmetros, enquanto que os incrementos em diâmetro são mais elevados nas classes diamétricas intermediárias ou superiores (Schorn, 2005).

A mortalidade, o ingresso, bem como a relação ingresso/mortalidade é maior nos estágios iniciais e diminuem gradualmente com o desenvolvimento da vegetação como pode ser verificado na Tabela 2. No estágio inicial ocorre o ingresso de indivíduos, tanto de espécies pioneiras quanto de clímax exigentes em luz. No estágio intermediário e na floresta primária ocorre ingresso de indivíduos de espécies clímax exigentes em luz e de tolerantes à sombra. A ação das espécies pioneiras na dinâmica da floresta foi caracterizada pela mortalidade mais expressiva que os ingressos, tanto no estágio inicial quanto no intermediário. As espécies clímax exigentes de luz mostraram maior equilíbrio, tanto nos valores de ingressos e como em mortalidade, especialmente nos estágios intermediário e na floresta primária alterada (Id.).

O trabalho de Oliveira et al. (2003) mostra que o crescimento das árvores remanescentes e o recrutamento das espécies pioneiras nas clareiras abertas foram suficientes para compensar a redução inicial em biomassa provocada pela exploração florestal, uma vez que não houve diferenças significativas para as variáveis área basal e biomassa entre as classes diamétricas  $DAP > 20$  cm e  $DAP > 5$  cm (Oliveira et al., 2003).

TABELA 2. Ingressos e mortalidade, por hectare, por grupo ecológico, nos três estágios sucessionais, entre 2001 e 2003. (P = Pioneiras; CL = Clímax exigente em luz; CS = Clímax tolerante à sombra; ND = Não definidas) (Schorn, 2005).

Categoria	Estágio Inicial		Estágio Intermediário		Floresta Primária	
	Ingressos	Mortalidade	Ingressos	Mortalidade	Ingressos	Mortalidade
P	1250 Aa	1125 Aa	200 Ba	275 Ba	325 Ba	50 Ca
CL	1975 Aa	25 Ab	900 Bb	525 Bb	100 Cb	100 Ab
CS	625 Ab	675 Ac	3850 Bc	2600 Bb	2650 Bc	1350 Cc
ND	125 Ac		450 Ab	650 Aa	450 Ad	150 Aa
Total	3975	1825	5400	4050	3525	1650

Médias seguidas da mesma letra, maiúscula nas linhas e minúscula nas colunas, não diferem entre si pelo teste F ( $P > 0,05$ ).

### 3.8.1 Crescimento em Florestas Tropicais

O crescimento da planta é uma consequência da interação de muitos processos fisiológicos como a fotossíntese, transporte à longa distância de água, fluxo de massa, carboidratos e outros solutos, respiração, relações de água e nutrição mineral. (Lambers et al., 1998). Outros fatores também estão envolvidos, como o crescimento em diâmetro que é o resultado das atividades das células do câmbio vascular. Isto é, a divisão das células cambiais em plano tangencial, dando origem a filamentos do lenho e do floema alinhados radialmente. A medida que as células derivadas internas se diferenciam o cerne lenhoso cresce, havendo o deslocamento gradual para fora do próprio meristema (Morey, 1980). Em decorrência disso, aumento do corpo da planta pode ser visto e medido por fora.

Por crescimento de uma floresta, ou das árvores componentes dessa, entendem-se todas as mudanças ocorridas em tamanho e número durante um determinado período. Portanto, em uma floresta, o crescimento é dado pela atividade das árvores vivas, mas sua somatória não reflete o crescimento da floresta como um todo, pelo fato de existirem árvores mortas e recrutadas no período de crescimento (Finegan, 1992; Carvalho, 1997).

A taxa de crescimento é um dos fatores mais importante a ser considerado nos planos de manejo florestal. A estimativa do crescimento é essencial no ordenamento e credibilidade de um plano de manejo sustentável. No planejamento florestal, as decisões de manejo são tomadas com base na previsão do crescimento e na produção que os povoamentos podem alcançar de acordo com suas respectivas taxas (Ferreira et al., 1998).

De acordo com Carvalho (1997) existe variação de crescimento entre espécies, assim como pode haver variação dentro de uma mesma espécie e entre indivíduos, devido às diferenças microambientais de localização, além de fatores genéticos. Os tratamentos silviculturais podem diminuir ou até em alguns casos, eliminar a diferença de crescimento entre indivíduos de uma mesma espécie.

De um modo geral, as espécies intolerantes à sombra crescem mais rápido, e, em relação ao tamanho, normalmente as árvores maiores crescem mais em diâmetro do que as árvores menores. Esse fato é explicado pelas seguintes razões: as árvores maiores têm mais possibilidades de terem suas copas completamente expostas à luz e alcançando maior crescimento; já as árvores de crescimento lento têm mais chances de serem eliminadas quando pequenas, portanto não influem positivamente nos cálculos de taxas de crescimento e quando se calcula o incremento, normalmente as árvores do sub-bosque, de crescimento lento, são de pequeno porte (Swaine et al., 1987).

A quantidade de crescimento de uma planta, determinada por duas medições, uma no início de um período e a outra ao final desse período, denomina-se incremento. O Incremento determina o rendimento e pode visualizar-se como a taxa de acumulação de um produto e, num sentido restrito das ciências florestais, é simplesmente a taxa de acumulação de rendimento (Vasconcelos, 2003).

Para Silva et al. (2002) a aplicação do manejo florestal sustentado requer informações sobre o incremento em diâmetro e dos padrões de crescimento de árvores individuais. As taxas de crescimento em DAP variam significativamente entre e dentro de espécies e também em relação à idade, estação do ano e condições microclimáticas. Um outro ponto é que houve maior incremento nos indivíduos pertencentes às maiores classes diamétricas, o incremento médio em diâmetro foi de  $1,64 \text{ mm.ano}^{-1}$ , estando dentro do valor esperado para esta região da floresta amazônica ( $2 \text{ mm.ano}^{-1}$ ).

Em outro estudo Silva et al. (1999) mencionam que o incremento periódico anual em diâmetro (IPADap) verificado nas áreas estudadas situa-se dentro da amplitude de valores médios observada em outros países da América tropical, África e Ásia. Como regra geral, a resposta das espécies à luz resultou em taxas diferenciadas de crescimento: IPADap das espécies intolerantes > IPADap tolerantes do dossel superior > IPADap das espécies tolerantes do sub-bosque.



Na região de influência do projeto Jari, no estado do Amapá, para um período de 11 anos de observações em floresta primária, Gomide (1999) encontrou um incremento periódico anual médio (IPADap) 0,14 cm/ano, considerando todas as espécies da floresta com DAP  $\geq 5$  cm. Para os grupos de comercialização I, II e III os IPADap foram de 0,20, 0,14 e 0,12 cm/ano, respectivamente. Observou-se uma maior taxa de crescimento (IPADap) nas maiores classes diamétricas.

Na Amazônia Silva et al. (1995) encontraram taxa de crescimento de 4 mm.ano<sup>-1</sup> após desbaste seletivo e de 2 mm.ano<sup>-1</sup> na área não explorada, após 8 anos. A intensidade de exploração foi de 16 árvores por hectare, todas acima de 45 cm de DAP, removendo 75 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Encontraram também, 13 anos após a intervenção, que as espécies pioneiras estavam ocupando os primeiros lugares em área basal, principalmente *Bixa arborea*, *Inga* sp. e *Cecropia sciadophylla*.

Na análise dos incrementos por classes diamétricas observou-se valores distintos entre as classes. Nos estágios inicial e intermediário da vegetação, obtiveram-se valores máximos de incrementos nas classes intermediárias, ou seja, no estágio inicial os incrementos máximos foram obtidos na classe entre 10 a 14,9 cm, enquanto no estágio intermediário esse incremento foi obtido na classe entre 25 a 29,9 cm. No entanto, na floresta primária observou-se uma tendência crescente do incremento diamétrico nas respectivas classes de diâmetro, obtendo-se o máximo na classe entre 40 a 45 cm. Os incrementos nas classes diamétricas podem ser melhores observados através da Figura 4 (Schorn, 2005).

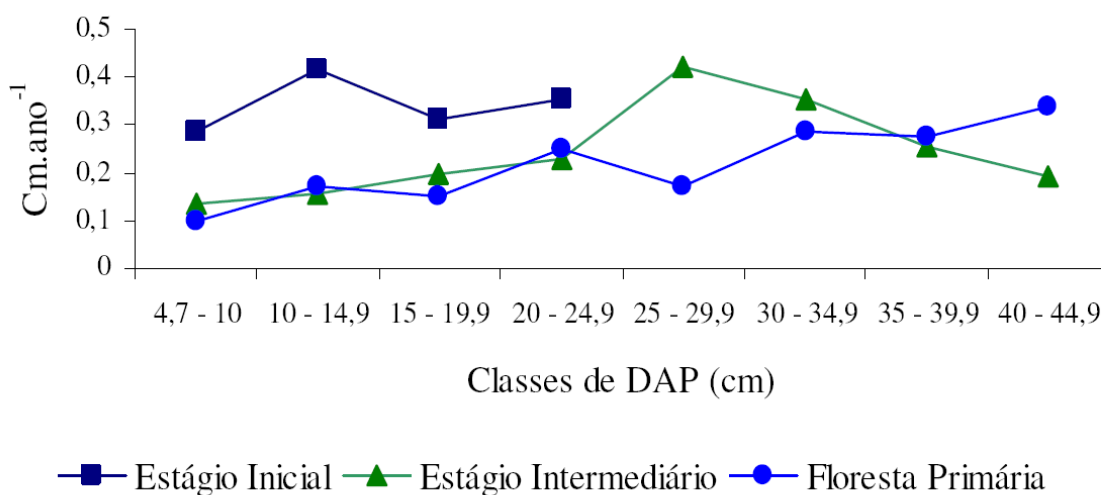


FIGURA 4. Incremento médio anual em DAP, por classes diamétricas e por estágio Sucessional (Schorn, 2005).

Comparando taxas de desenvolvimento da área basal, após 11 anos de diferentes intensidades de intervenções em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia brasileira, Parrota et al. (2002) encontraram que o incremento da área basal aumentou com a intensidade do desbaste. O desbaste estimulou o recrutamento e o crescimento das árvores remanescentes, particularmente nas menores classes de diâmetro.

Em uma revisão sobre estudos em florestas tropicais úmidas Silva et al. (2002) enfatizaram padrões de crescimento e encontraram incremento periódico anual (IPA) em volume de madeira nessas áreas variando de 2 a 4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> na Ásia e de 5 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> na Amazônia brasileira, 10 anos após desbaste seletivo.

O estudo feito por Vasconcelos (2003) mostra uma resposta positiva da floresta submetida a exploração com técnicas de baixo impactos já nos dois primeiros anos após a exploração. No ano de 1997, logo após a exploração, a floresta maneja apresentou uma área basal de 25,45 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e 405,78 t.ha<sup>-1</sup> de biomassa vegetal fresca acima do solo. Em 1999, dois anos depois, apresentou um área basal de 25,81 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e 412,87 t.ha<sup>-1</sup> de biomassa. No ano de 2001, quatro anos após a exploração a floresta estava com uma área basal de 25,82 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e 418,87 t.ha<sup>-1</sup> de biomassa. Isso indica que a floresta após a exploração apresentou um incremento em área basal de 0,09 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> e um aumento em biomassa de 3,27 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> durante o período observado.

A área basal média nas parcelas permanentes antes da exploração foi de 22,51 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> dos quais 5,96 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> de espécies comerciais. O corte das árvores causou a redução da área basal total para 20,88 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e das espécies comerciais para 4,89 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Dois anos após a exploração florestal a área basal média total e de espécies comerciais, nestas parcelas, foi de respectivamente 21,12 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e 5,33 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, o que representou um incremento médio anual neste período de 0,09 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (0,76 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) para a área basal total e 0,13 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (1,06 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) somente para as espécies comerciais. Quatro anos após a exploração, a área basal foi de 21,41 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. A diminuição do incremento em área basal neste período ocorreu devido a queda natural de árvores de grande porte dentro das parcelas neste período conforme pode ser observado na Figura 5 (Oliveira & Braz, 2006).

Na região de Santarém, no Estado do Pará, Silva et al. (1996) observaram o crescimento e produção numa floresta de terra-firme em quatro áreas distintas: floresta primária (testemunha), duas áreas exploradas seletivamente 7 e 13 anos antes da avaliação e uma floresta secundária de 50 anos de idade. Nessas áreas, os incrementos periódicos anuais, em volume de madeira, variaram de  $1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  em floresta primária não explorada até  $4,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  em floresta manejada. Considerando apenas as espécies comerciais manejadas (incluindo apenas espécies comercializadas local e nacionalmente, e com  $\text{dap} \geq 50 \text{ cm}$ ), o incremento foi de  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  em áreas manejadas.

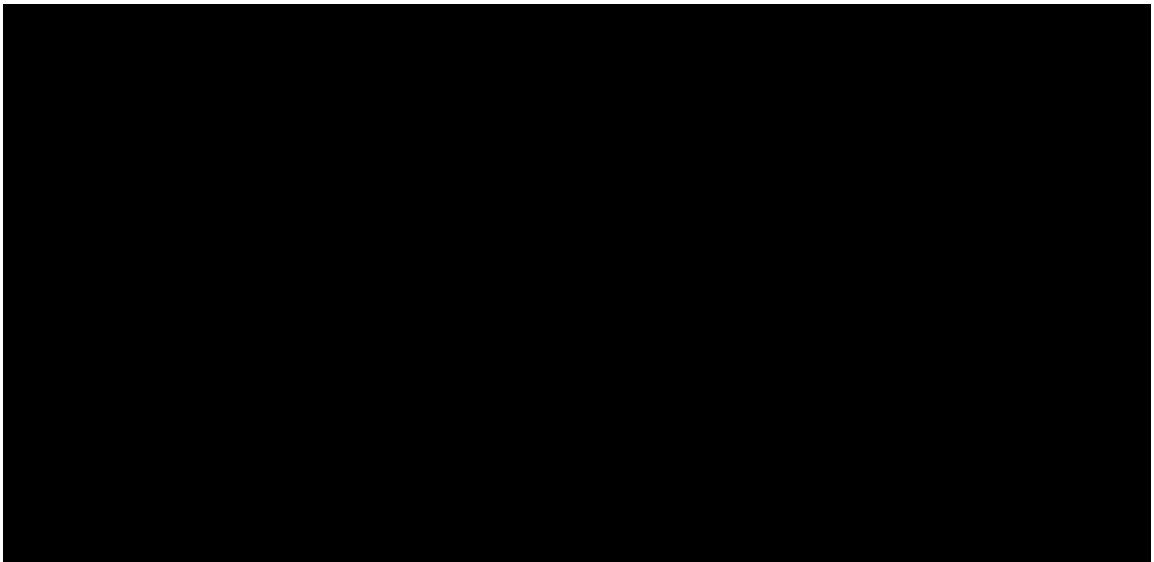


FIGURA 5. Área basal ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}$ ) total e de espécies comerciais, um ano antes (1996), imediatamente após (1997) e quatro anos depois da exploração (2001). Barras representam erro padrão ( $p < 0,05$ ) (Oliveira & Braz., 2006).

Pesquisas realizadas por Higuchi et al. (1997) na região de Manaus, descrevem o crescimento e o incremento de uma floresta manejada 10 anos após a exploração seletiva de madeira. Os resultados demonstraram que os IPAs em volume comercial com casca foram:  $5,57 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  para T1 (exploração de leve intensidade;  $\text{dap} \geq 55 \text{ cm}$ );  $4,45 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  para T2 (exploração média;  $\text{dap} \geq 50 \text{ cm}$ ); e  $5,75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$  para T3 (exploração pesada;  $\text{dap} \geq 40 \text{ cm}$ ). Na parcela testemunha o IPA foi de  $2,82 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ . Para as espécies comerciais (incluindo apenas espécies comercializadas local e nacionalmente e com  $\text{dap} \geq 50 \text{ cm}$ ), o incremento foi igual ao de Santarém ( $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ ).

O crescimento das árvores remanescentes das espécies comerciais, nos primeiros quatro anos após a exploração, foi compatível com o ciclo de corte e intensidade de corte utilizados, o que deverá possibilitar a recomposição da floresta para o próximo corte (Oliveira & Braz, 2006)

### **3.8.2 Recrutamento em Florestas Tropicais**

O recrutamento ou ingresso é o processo pelo qual as árvores surgem na tabela de produção de parcelas permanentes depois de uma medição inicial. Isto é, os ingressos são considerados como árvores que atingiram um diâmetro mínimo (varia de 5 a 20 cm) entre duas medições subseqüentes. A saída do sistema pela mortalidade deve ser compensada pelo aparecimento de árvores jovens nas classes inferiores. O recrutamento pode ser observado diretamente em parcelas permanentes convencionais, e relacionado à densidade do povoamento, histórico da exploração, tipo de floresta, presença de árvores porta-sementes dentre outros fatores determináveis na parcela (Alder, 1983).

Para Carvalho (1999) o recrutamento é a admissão de um ser numa determinada população ou comunidade. O recrutamento de plântulas pode ser confundido com o seu aparecimento ou germinação. Muitas vezes, o recrutamento também é chamado de ingresso. Neste caso pode ser definido como o processo pelo qual árvores pequenas aparecem em um povoamento, por exemplo em uma parcela permanente, após sua primeira medição.

O estudo do ingresso em florestas tropicais úmidas tem grande importância do ponto de vista silvicultural, assim como sua qualidade e quantidade determinam com que sucesso a floresta está sendo “alimentada” com plântulas e pequenas árvores de espécies comerciais. Para que a produção da floresta seja sustentável, é necessário que uma considerável quantia de regeneração de espécies comerciais entre na floresta e que pelo menos um número mínimo dessas árvores sobrevivam e cresçam até o tamanho de abate a cada ciclo de corte (Silva, 1989).

A quantidade de ingresso varia com a composição das espécies e com o grau de perturbação no dossel (Alder, 1983; Silva, 1989). Quando a clareira é de pequeno tamanho, o ingresso não é abundante porque, normalmente, espécies de crescimento lento e tolerante à sombra ocupam a clareira. Inversamente, as perturbações pesadas tais como aquelas causadas pela exploração, geralmente,

resultam em germinação e crescimento de grande número de espécies pioneiras de rápido crescimento, que logo crescem até o mínimo tamanho de medição (Silva, 1989; Chagas et al., 1999).

Os efeitos da exploração florestal assemelham-se às perturbações naturais causadas pela queda de árvores. A recuperação, nesses casos, é rápida em virtude da presença, no sub-bosque, de inúmeras brotações e plântulas que emergem em resposta ao aumento de luminosidade e de nutrientes nas clareiras abertas. Por outro lado, as florestas amazônicas normalmente têm apenas 10 a 20 % de sua área aberta durante determinado tempo, e não os 50 % ou mais característicos das áreas exploradas (Uhl & Vieira, 1989).

Com base nesta afirmativa Carvalho et al. (1999) verificaram que o recrutamento cresceu com o tempo na floresta explorada, enquanto a mortalidade, ainda que mais baixa do que o recrutamento, foi muito alta imediatamente após a exploração, baixando devagar até o quinto ano após a exploração, mantendo-se com taxas baixas até o final do período estudado. A maioria das espécies, quando consideradas separadamente, teve a taxa de recrutamento mais alta do que a mortalidade na área explorada em todo o período estudado, enquanto que na área não explorada um grande número de espécies mostrou a mesma taxa, tanto em recrutamento como em mortalidade, embora algumas outras apresentassem grandes diferenças. Este mesmo autor cita ainda que, em geral, na floresta não explorada as diferenças entre recrutamento e mortalidade não foram importantes, mas levemente balanceadas durante o período estudado.

A maioria das florestas tropicais estudadas, o recrutamento de árvores adultas não ultrapassa o limite de 10 árvores/ha/ano para indivíduos com DAP superior a 10 cm, e a densidade mantém-se praticamente constante, resultado de uma razão recrutamento/mortalidade próxima de 1 (Nascimento et al., 1999).

Na área estudada por Pereira et al. (2000), entre os anos 1986 a 1989 e 1991 a 1993, as taxas de recrutamento foram superiores às taxas de mortalidade com possível aumento de volume de madeira. De 1989 a 1991, e de 1993 a 1996, a mortalidade foi maior do que o recrutamento, com uma provável diminuição em volume. Para todo o período observado (1986-1996) a taxa média de recrutamento foi maior que a de mortalidade (1,16 % e 1,3 % respectivamente).

Ainda segundo os mesmos autores o T3 (corte e arraste de todas as espécies listadas com DAP  $\geq$  40 cm, realizado em 1988), intensidade de corte mais pesado,

apresenta taxa de mortalidade inferior à taxa apresentada nos tratamentos T1 (corte e arraste de todas as espécies listadas com DAP  $\geq$  55 cm, realizado em 1987) e T2 (corte e arraste de todas as espécies listadas com DAP  $\geq$  57 cm, realizado em 1987). Nos três primeiros anos após a exploração, a dinâmica da floresta, em termos de recrutamento e mortalidade, foi praticamente a mesma nos três tratamentos silviculturais. Depois disso, as intensidades de corte começam a mostrar as suas diferenças.

Para Mendonça (2003) 18 meses após a exploração florestal, o recrutamento apresentou-se de forma inconspícua. Porém, três anos após a exploração florestal, o recrutamento apresentou-se mais expressivo, com taxa anual de 1,5 %. O aumento do recrutamento, entre as medições, foi favorecido pelo estímulo do crescimento em diâmetro das árvores, devido às condições de luminosidade resultantes da abertura de dossel depois da exploração florestal.

### **3.8.3 Mortalidade em Florestas Tropicais**

Mortalidade refere-se ao número de indivíduos que foram mensuradas inicialmente e que morreram durante um determinado período. Em florestas tropicais, o padrão de mortalidade natural no tempo e no espaço está fortemente relacionado à máxima longevidade das árvores, distribuição em classes de tamanho, densidade relativa das espécies e tamanho e número de clareiras. As condições do micro-ambiente são influenciadas pela perda de árvores, assim como a taxa de crescimento de árvores vizinhas. Neste caso, a morte de uma árvore pode aumentar ou diminuir a probabilidade da morte de outras (Swaine et al., 1987).

Para Carvalho (1999) a mortalidade pode ser causada por muitos fatores, como ataque de patógenos, parasitas e herbívoros, tempestades, danos causados por fortes chuvas, principalmente em árvores emergentes, exploração florestal, durante a operação e principalmente nos primeiros cinco anos seguintes, e morte por idade, considerando que todo ser vivo tem um período de vida finito. Lieberman & Lieberman (1987) mencionam mortes pelo déficit hídrico e supressão. Já Rankin-De-Merona et al. (1990) por queda de galhos, perda da copa, quebra do tronco e queda de outras árvores.

Existem duas classes de mortalidade, a regular e a irregular. A mortalidade regular inclui todas as formas que normalmente possam ocorrer, tais como idade,

competição, baixa incidência de pragas e doenças, mortalidade esporádica ou cíclica causada por efeitos climáticos, enquanto que a irregular inclui todas as outras formas de mortalidade catastrófica como por exemplo furacões, incêndios florestais de grandes proporções, etc. (Vanclay, 1994 e Sanquetta, 1996).

A taxa de mortalidade difere entre espécies e com o sítio, embora isto seja freqüentemente difícil de avaliar devido aos pequenos tamanhos de unidades amostrais. Estudos realizados na Malásia mostraram que as espécies pioneiras incomuns em florestas primárias têm alta taxa de mortalidade (Manokaran & Kochummen, 1987).

O grau de perturbação e o tempo transcorrido desde a perturbação têm um notável efeito sobre o comportamento da mortalidade na floresta tropical úmida. As florestas não perturbadas em estado de equilíbrio mostram taxas de mortalidade constantes sobre as classes de DAP e, portanto, nenhuma correlação com o tamanho da árvore deve ser encontrado (Lieberman & Lieberman, 1987; Swaine et al. 1987).

As florestas primárias não perturbadas apresentam maior estabilidade quanto à mortalidade. Lieberman & Lieberman (1987) analisando florestas primárias na Costa Rica, relataram taxas de mortalidade de 1,9% ao ano. Manokaran & Kochummen (1987) obtiveram uma mortalidade de 2,0% ao ano em florestas virgens da Malásia.

Em Manaus Rankin-De-Merona et al. (1990) descreveram o comportamento de uma floresta sobre um período de 5 anos. A taxa de mortalidade para árvores com  $DAP \geq 10$  cm foi de 1,13% ao ano, enquanto que considerando apenas as árvores com  $DAP \leq 5$  cm esta taxa foi de 0,96%. Tais valores correspondem a uma mortalidade de 7,04 e 1,32 árvores/ha/ano, respectivamente.

No Amapá Gomide (1999) verificou que durante todo o período monitorado (1985 a 1996) a floresta primária apresentou um número de árvores mortas de aproximadamente 16/ha/ano. Em termos percentuais, este valor indica a cada ano a floresta perdeu 1,22% de árvores.

Para florestas exploradas a mortalidade tende a ser maior nas menores classes de tamanho. Depois de algum tempo, quando a maioria das espécies pioneiras componentes da floresta tiver morrido e ter sido substituída por espécies tolerantes à sombra, a mortalidade tende a estabilizar e torna-se quase constante nas classes de DAP (Silva, 1989).

Sob influência da exploração florestal em duas áreas na Floresta Nacional do Tapajós, as taxas de mortalidade giram em torno de 1,7% e 2,4% ao ano. De modo geral, as espécies ditas pioneiras indesejáveis apresentaram as mais altas taxas de mortalidade ao ano 2,7 a 5,4% (Silva et al., 1999).

Higuchi et al. (1997) obtiveram taxas anuais de mortalidade de  $1,03\% \pm 0,38\%$  para florestas tropicais úmidas de terra firme na Amazônia brasileira. Peralta et al. (1987) estimaram taxas anuais de mortalidade entre 1,8% e 2,25% para La Selva, Costa Rica. Carey et al. (1994) encontraram taxas anuais variando entre 0,5 e 3,3% em florestas tropicais da Venezuela.

Em seu trabalho Silva (2004) encontrou taxa anual de mortalidade nas áreas testemunha de  $1,82\%.\text{ano}^{-1}$  e com exploração de impacto reduzido  $1,40\%.\text{ano}^{-1}$ , dentro da taxa esperada para floresta natural que seria de 1% a 2%

A taxa de mortalidade média de árvores nos quatro primeiros anos após a exploração foi de 3,2 %. As pequenas variações desta taxa nas diferentes classes de diâmetro não permitiu identificar maior ou menor mortalidade em nenhuma classe de diâmetro. A elevada taxa de mortalidade na classe de diâmetro de 80,0 – 89,9 cm é reflexo da baixa população destas árvores, e foi provocada pela morte de uma única árvore no período do estudo (Oliveira & Braz, 2006).

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A floresta objeto do estudo faz parte de uma área privada denominada Seringal Iracema II que fica no município de Lábrea na região sul do Estado do Amazonas, fazendo divisa com o estado do Acre e Rondônia.

A propriedade apresenta uma área total de 4.211,67 ha, uma área de reserva legal de 3.369,33 ha onde 2.000,00 ha foram designadas para manejo florestal. Através de um acordo de concessão entre o proprietário e a empresa madeireira S.



T. Manejo Florestal Ltda., a floresta vem sendo explorada com técnicas de manejo de baixo impacto (Pereira, 2004).

A base de coleta dos dados foi em conjunto com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Acre que vem desenvolvendo na mesma área o Projeto de Manejo Florestal Sustentado em Escala Empresarial.

O clima é quente e úmido com um período seco de três meses por ano (Am – Köppen). A temperatura média é de 25° C, umidade relativa do ar de 80% a 85% e precipitação anual de 2.250 mm.

Os solos predominantes são Argissolos e Latossolos Vermelho Amarelo, distróficos com pH variando de 3,5 a 5,0 (RADAMBRASIL, 1976). O relevo é suave ondulado, apresentando erosão laminar.

A área está inserida na micro-bacia do rio Ituxi. A propriedade não apresenta cursos d'água de regime perene, sendo que os cursos d'água existentes são temporários.

A floresta é predominantemente densa com árvores emergentes, aparecendo também tipos de floresta aberta com bambu e palmeiras. Segundo IBGE (1997) as duas formações se misturam, ora é possível encontrar áreas de floresta aberta com manchas de bambu e presença de palmeiras, tais como *Astrocarium murmuru* Mart (murmuru), *Iriartea* sp. (paxiubinha), *Iriartea exorrhiza* (paxiubão), etc, ora manchas de floresta densa com indivíduos como *Bertholletia excelsa* H.B.K. (castanha-do-brasil), *Torresea acreana* Ducke (cerejeira) e *Hevea brasiliaensis* Muel. Arg. (seringueira).

## 4.2 SISTEMA DE MANEJO FLORESTAL

O sistema de manejo foi projetado com base nas técnicas de manejo florestal de baixo impacto, apresentando um ciclo de corte de 25 anos e uma intensidade exploratória de 20 m<sup>3</sup> por ha<sup>-1</sup> ciclo<sup>-1</sup>.

De acordo com as condições de ocorrência de espécie comerciais, topografia, distância das margens, mão-de-obra disponível e a área total foram determinados os compartimentos (talhões) onde estão sendo realizados anualmente as atividades de exploração do projeto.

Para o lançamento das estradas secundárias foram identificados os pontos com maior concentração de árvores, não ultrapassando a intensidade máxima de

lançamentos de estradas permitida pelo IBAMA e do calculado como ideal. Como norma geral se evitou cruzar igarapés ou outros cursos d'água visando reduzir dano ambiental e custos de obras na construção das estradas. Sempre que foi possível o planejamento foi feito com base na microbacia. Desta forma, procuramos o equilíbrio entre os custos operacionais e a mortalidade ambiental.

Também foi considerado a relação entre custo de arraste (Braz & Oliveira, 1995) e custo de construção de estradas (FAO, 1974; SUDAM, 1978), buscando um ponto ótimo no qual o somatório dos custos destas duas operações fosse o menor possível.

O lançamento das trilhas de arraste foi planejado com antecedência com auxílio do mapa de distribuição das árvores e rede de drenagem gerado pelo inventário florestal prospectivo. O planejamento prévio das trilhas de arraste visou principalmente a redução do tempo de ciclo e dano a floresta residual (Sudam, 1978; Conway, 1982).

Dentro do possível foi planejado para que o Skidder em viagem vazio subisse a rampa e quando carregado descesse. As árvores das trilhas foram arrastadas a partir da mais distante para a mais próxima seguido a mesma trilha de arraste para viagem de ida e volta diminuindo o dano ao povoamento. A trilha de arraste é formada por uma trilha principal e uma ou mais ramificações que formam as secundárias, que servem para dar acesso à árvores próximas que serão arrastadas para um mesmo pátio de estocagem, podendo reduzir o caminhamento do trator na área de 40% a 60% sem planejamento (Dykstra & Heirich, 1995) para o ideal de 5% a 10% com planejamento.

Os pátios de estocagem foram distribuídos de maneira a possibilitar o tráfego do Skidder nas trilhas planejadas reduzindo as distâncias médias de arraste. A localização dos pátios foi feita em função da proximidade e concentração das trilhas de arraste sempre que possível em locais planos, com poucas árvores de grande porte (para evitar danos desnecessários a estrutura da floresta), secos (todo ou maior parte do ano) quando possível originários de clareiras naturais. Os pátios foram dimensionados considerando o comprimento, o diâmetro médio das toras arrastadas e número de árvores para o pátio, área de circulação do Skidder para o alinhamento das toras e área de manobra da carregadora e caminhão.

O dimensionamento dos pátios de estocagem também considerou o carregamento procurando reduzir movimentos desnecessários do caminhão e

carregadeira frontal causados por carga insuficiente nos pátios menores, resultando em considerável aumento de custos. O Ibama limita a área total do pátio de estocagem em 0,75% da área total da floresta manejada.

Na construção dos pátios de estocagem o trator trabalhou com a lâmina levantada evitando revolvimento desnecessário do solo e em forma de caracol no sentido das bordas para o centro.

Os operadores de motosserra da empresa da empresa S.T. Manejo de Florestas Ltda. foram treinados pela Embrapa Acre no uso correto e seguro, manutenção e técnicas de corte direcionado. Os blocos de corte diários foram definidos entre 3 a 5 ha.dia<sup>-1</sup>.equipe<sup>-1</sup>. Normalmente o abate foi realizado subindo a declividade em terreno acidentado, para evitar trabalhar com toras abatidas terreno acima com possibilidade de rolar (Conway, 1982).

No planejamento da atividade de arraste foi definida uma zona de atuação do trator de arraste para evitar problemas no movimento das máquinas e um plano operacional adequado para trator, visando o tempo de ciclo e anunciar a capacidade de arraste. Visando o aumento na capacidade de arraste, a direção escolhida foi sempre que possível descendo a declividade. A atividade de arraste foi iniciada no bloco a ser explorado após a o término do abate. Foram treinados em serviço os operadores de Skidder e estropeiros.

O fracionamento do ciclo de arraste e as características de seus elementos foram definidos segundo (Hendriison, 1989):

- a) Viagem em vazio do trator seguindo o caminho extraído do mapa de localização, originado do inventário a 100%;
- b) Manobra do trator até as toras pelo caminho de menor dano já definido pelo balizamento das trilhas de arraste;
- c) Engate de uma ou no máximo duas toras ao cabo de aço do guincho;
- d) Viagem carregado: com a carga completa, o trator de arraste dirige-se para o pátio de estocagem pela trilha básica, para descarregar as toras e retornar à zona de abate;
- e) Tempo perdido: são as demoras no ciclo do Skidder que podem ser visualizadas como tempo produtivo e tempo improdutivo: Os primeiros contribuem para as próximas operações já os segundos relacionam-se a quebra nos equipamentos, interrupções não planejadas por dificuldade de organização, etc.

## 4.3 COLETA DE DADOS

### 4.3.1 Amostragem

Os dados utilizados são provenientes das parcelas permanentes alocadas no talhão de exploração denominado Seringal Iracema II situado ao sul do município de Lábrea no Estado do Amazonas com uma área total de 547 ha.

Para esse estudo utilizou-se 18 dessas parcelas permanentes, de um total de 30 instaladas em campo. As parcelas possuem 1 ha (100 m x 100 m) subdivididas em 100 sub-parcelas com 100m<sup>2</sup> (10 x 10m).

Todas as árvores com DAP acima de 20 cm foram plaqueteadas, identificadas e medidas. Em 20 sub-parcelas também sorteadas foram medidas e identificados todos os indivíduos arbóreos com DAP acima de 5 cm.

O monitoramento foi efetuado através de inventário florestal contínuo. A coleta de variáveis ocorreu em três ocasiões: a primeira antes da exploração, a segunda logo após a exploração e a terceira dois anos após a exploração.

Os dados da 1ª e 2ª avaliações já haviam sido estudados por Pereira (2004) para análise da estrutura e impactos da exploração florestal.

### 4.3.2 Recrutamento

Foram considerados como recrutas todas as árvores com DAP igual ou acima de 5 cm. A taxa de recrutamento média anual foi obtida através na seguinte formula:

$$R\% = \frac{\frac{N_1 - N_2}{N_1} \cdot 100}{T}$$

Onde:

R = taxa de recrutamento em porcentagem;

N<sub>1</sub> = número total de indivíduos do censo anterior;

N<sub>2</sub> = número total de indivíduos do censo atual;

T = intervalo de tempo entre os censos.

#### 4.3.3 Mortalidade

A taxa de mortalidade média anual foi calculada com base na seguinte fórmula:

$$M_{\%} = \frac{\frac{N_2}{N_1} \cdot 100}{T}$$

Onde:

M = taxa de mortalidade em porcentagem;

N<sub>1</sub> = população de indivíduos no início do período de avaliação;

N<sub>2</sub> = número de indivíduos mortos no final do período de avaliação;

T = intervalo de tempo entre os períodos de avaliação.

#### 4.3.4 Danos produzidos pela exploração

Foram considerados danos todas as árvores mortas ou danificadas pelo efeito das atividades ligadas a exploração da floresta.

#### 4.3.5 Incremento em área basal

O primeiro passo foi obter a área basal somando-se as áreas transversais de todas as árvores existentes na amostra de acordo com seguinte fórmula:

$$G = \sum (\pi \cdot D_j^2)$$

Onde:

G = área basal em m<sup>2</sup>;

D = diâmetro à altura do peito em cm.

O segundo passo foi determinar o incremento periódico anual em área basal usando a seguinte fórmula:

$$IPA_{AB} = \frac{AB_2 - AB_1}{T}$$

Onde:

IPA<sub>AB</sub> = incremento periódico anual em área basal;

AB<sub>1</sub> = área basal no início do período de medição;

AB<sub>2</sub> = área basal no final do período de medição;

T = intervalo de tempo entre as medições.

#### 4.3.6 Incremento em Volume

O primeiro passo foi obter o volume que foi estimado de acordo com seguinte equação desenvolvida pela Fundação de Tecnologia do Acre – FUNTAC (1998): :

$$V = 0,000308 \cdot (D)^2 \cdot 1988$$

Onde:

V = volume em m<sup>3</sup>;

D = diâmetro à altura do peito em cm.

O segundo passo foi determinar o incremento periódico anual em volume usando a seguinte fórmula:

$$IPA_v = \frac{V_2 - V_1}{T}$$

Onde:

$IPA_v$  = incremento periódico anual em volume;

$V_1$  = volume no início do período de medição;

$V_2$  = volume no final do período de medição;

$T$  = intervalo de tempo entre as medições.

#### **4.4 ANÁLISE DOS DADOS**

Os dados obtidos para cada variável foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk ( $p < W$ ) com o objetivo de verificar a existência de normalidade entre os mesmos, para atender as pressuposições da análise de variância.

Para esse trabalho, os três períodos de avaliação (antes da exploração, logo após a exploração e dois anos após a exploração) foram considerados como tratamentos e as dezoito parcelas permanentes como repetições.

Se os dados violarem as pressuposições da análise de variância, então deve-se ser cauteloso com o valor de  $F$  obtido, porque inferências podem ser feitas acima de um valor de  $F$  não válido.

Quando isso ocorre, o valor de F deve ser corrigido usando os fatores de correção Greenhouse-Geisser (G-G) para inferir sobre cada fonte de variação. Essa correção dá origem a um fator que é aplicado aos graus de liberdade, usado para calcular o valor do F observado (von Ende, 2001).

Quando o teste F foi significativo, procedeu-se a análise com comparações múltiplas de médias pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade (Scott-Knott, 1974).

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se os procedimentos específicos no programa SISVAR (Sistema para Análise de Variância) versão 4.0 de acordo com Ferreira (2000).

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 EXPLORAÇÃO FLORESTAL E DANOS CAUSADOS**

A exploração florestal, realizada em 2002, extraiu em média 1,1 árvores por hectare, foram cortadas no total 33 árvores em todas as parcelas permanentes.

O volume total explorado foi de 183,7 m<sup>3</sup>, o que representou uma intensidade de corte de 6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> nas parcelas permanentes. O diâmetro das árvores cortadas variou numa faixa de 50 cm a 120 cm de DAP. Para cada m<sup>3</sup> extraído, foram danificados 0,74 m<sup>3</sup>.



A Tabela 3 apresenta as 12 espécies florestais exploradas nas parcelas permanentes, dentre elas *Dipteryx odorata* (cumaru-ferro) e *Peltogyne* sp. (roxinho) se destacam como expressivas no uso em serraria e *Ceiba pentandra* (samaúma) no uso em laminação.

Os valores médios de 1,1 árvores.ha<sup>-1</sup> e 6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> extraídos da floresta, estão abaixo de vários outros trabalhos realizados na Amazônia. Azevedo (2006) menciona valores de 4,8 árvores.ha<sup>-1</sup> e 36,61 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> extraídos da floresta. Silva et al. (1995) reporta uma intensidade de exploração de 16 árvores por hectare, todas acima de 45 cm de DAP, removendo 75 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.

Para Higuchi et al. (1997) baixas taxas de volume realmente extraídos da floresta, indicam que o primeiro corte tem que ser visto como um corte de melhoramento da floresta madura. O segundo corte tenderá a ter um aproveitamento maior, em cima de uma floresta mais homogênea em termos de distribuição de diâmetro.

A Figura 6 ilustra os danos causados a área basal da floresta pela exploração, em média foram 3,11 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> logo após a exploração e 1,3 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> dois anos após a exploração.

Logo após a exploração, o dano na floresta residual foi maior, o que é plenamente justificável pela morte de árvores durante o processo de intervenção. Dois anos depois, ainda haviam árvores morrendo como resultado da exploração florestal, só que em uma escala bem menor, quase 50%. Entretanto, a mortalidade ocasionada por eventos naturais nesse período foi elevada.

Os danos ocasionados à floresta pela abertura de estradas, trilhas de arraste, pátio de estocagem e clareira aberta estão sumarizados no trabalho de Pereira (2004) realizado na mesma área. Para abertura de estradas foram totalizados 1.854 metros lineares ou 62 m/ha (309 m<sup>2</sup>/ha). As trilhas de arraste foram responsáveis por 1.165 metros ou cerca de 39 m/ha (117 m<sup>2</sup>/ha). Para pátio de estocagem e clareira aberta pela queda de árvores exploradas, foram calculados um total de 9.111 m<sup>2</sup> ou uma média de 304 m<sup>2</sup>/ha, que corresponderam especificamente a:

- a) 635 metros lineares de estrada principal, entorno de 10 metros de largura, o que corresponde a 21 metros/ha ou 106 m<sup>2</sup>/ha;

- b) 1.219 metros lineares de estrada secundária, com aproximadamente cinco metros de largura, correspondente a 41 metros lineares de estrada/ha ou uma área afetada de 203 m<sup>2</sup>/ha;
- c) 1.165 metros lineares de trilhas de arraste, com três metros de largura, o que corresponde a 39 metros lineares de trilhas/ha ou 117 m<sup>2</sup>/ha;
- d) um pátio de estocagem com as dimensões de 25 m x 30 m que corresponde a 750 m<sup>2</sup>; no entanto, a área do pátio que estava dentro da área de estudo era de 716 m<sup>2</sup>, ou 24 m<sup>2</sup>/ha;
- e) 27 clareiras abertas com a queda das 33 árvores exploradas, com um total de 8.395 m<sup>2</sup>, o que corresponde a uma média de 280 m<sup>2</sup>/ha.

TABELA 3. Espécies florestais exploradas nas parcelas permanentes do Seringal Iracema II no município de Labrea-AM.

Espécies Exploradas	Nome vulgar
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Cumaru-cetim
<i>Astronium lecointei</i>	Aroera, maracatiara
<i>Cássia</i> sp.	Bajão
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro
<i>Ceiba pentandra</i>	Samaúma
<i>Copaifera multijuga</i>	Copaíba
<i>Couratari macrosperma</i>	Tauari
<i>Dipteryx odorata</i>	Cumaru-ferro
<i>Hymenolobium excelsum</i>	Angelim-da-mata
<i>Peltogyne</i> sp.	Roxinho, violeta
<i>Tabebuia</i> sp.	Ipê
<i>Torresea acreana</i>	Cerejeira, cumaru-de-cheiro

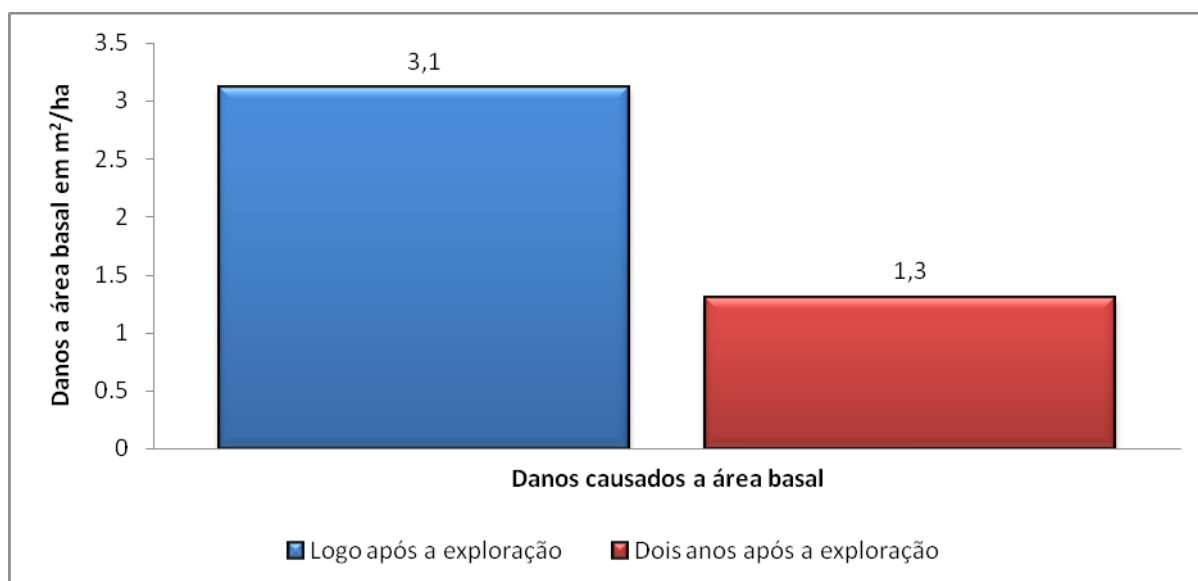


FIGURA 6. Danos provocados a área basal logo após a exploração e dois anos após a exploração da floresta em Labrea-AM.

## 5.2 INCREMENTO EM ÁREA BASAL

A área basal média total nas parcelas permanentes em 2002, antes da exploração foi de  $22,33 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ . O corte das árvores causou a redução da área basal total para  $19,22 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ . Porém, dois anos após a exploração florestal em 2004, a área basal média total encontrada nas parcelas foi de  $21,03 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  (Figura 7). Esse fato representou um incremento periódico anual de  $0,90 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ .

Os resultados de área basal encontrados neste trabalho foram semelhantes a resultados obtidos em outras pesquisas realizadas em florestas tropicais, como referência desses fatos podemos citar os estudos de Oliveira & Braz (2006) e Vasconcelos (2003), os autores também encontraram incrementos em área basal dois anos após o corte das árvores nas florestas do estado Acre.

A Tabela 4 apresenta o resultado da análise estatística para a dinâmica da floresta com base nas três avaliações feitas para a área basal.

Em 2004, a floresta manejada apresentou uma área basal significativamente maior do que o valor obtido logo após a exploração da área, mostrando que a floresta cresceu no decorrer desse período e apresentou uma área basal bem próxima da encontrada em 2002, antes da exploração.

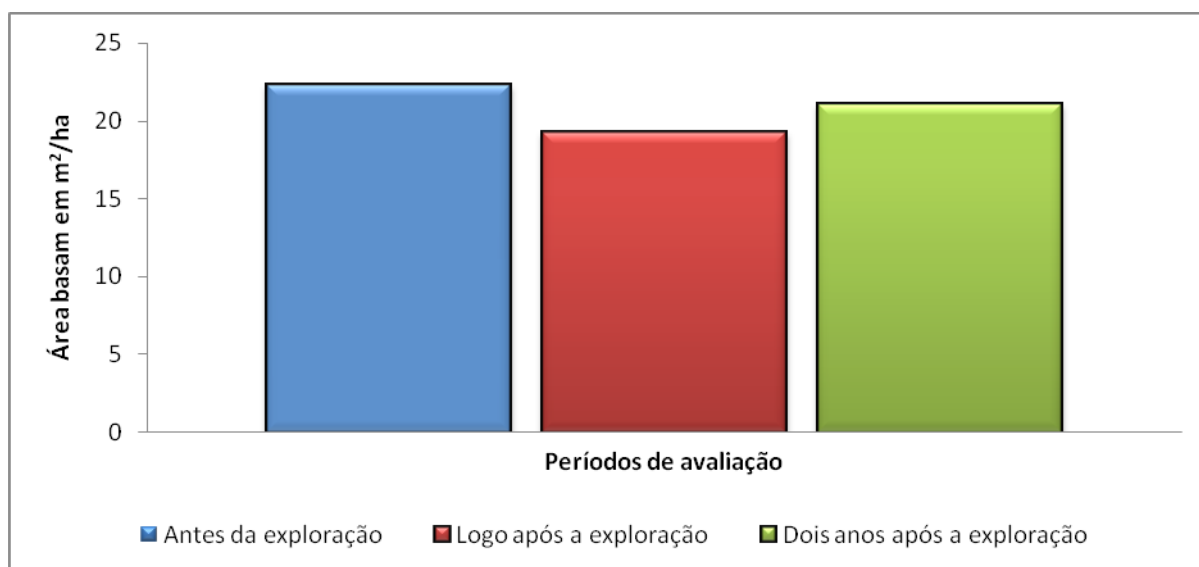


FIGURA 7. Dinâmica da área basal antes e após a exploração em floresta do município de Labrea-AM.

Os dados mostraram que dois anos após a exploração não houve diferenças significativas entre as médias antes e após a exploração florestal. Isto é uma informação importante para o manejo florestal, porque dentro do intervalo de tempo estudado, esse resultado indica que a floresta manteve seus processos dinâmicos praticamente inalterados mesmo depois da redução de área basal provocada pela colheita das árvores selecionadas para o corte.

Comparando taxas de desenvolvimento da área basal, após 11 anos de diferentes intensidades de intervenções em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia brasileira, Parrota et al. (2002) encontraram que o incremento da área basal aumentou com a intensidade do desbaste. O desbaste estimulou o recrutamento e o crescimento das árvores remanescentes, particularmente nas menores classes de diâmetro.

Ao que parece a abertura de copas não promoveu o seu efeito típico, que seria a aceleração do crescimento ou o intervalo de tempo do estudo não foi suficiente para que isso ocorresse. Por outro lado, também podemos dizer que o ecossistema florestal reagiu muito bem às alterações decorrentes da exploração.

A comparação das médias pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade indicou de forma clara que ao final dos dois anos, o valor de área basal encontrado na floresta manejada representou 94,17% do valor obtido no povoamento original.

TABELA 4. Área basal média das parcelas permanentes antes, logo após a exploração e dois anos após a exploração da floresta no município de Labrea-AM.

Avaliações	Área Basal (m <sup>2</sup> /ha)
Antes da exploração	22,33 a
Logo após a exploração	19,22 b
Dois anos após a exploração	21,03 a
Média geral	20,86

Médias com mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Scott-Knott.

A exploração de 1,1 (6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) árvores por hectare de floresta deve ter ligação com os fatos observados, uma vez que intensidade exploratória aplicada ao ecossistema florestal foi baixa. Outro ponto que também contribuiu para os resultados, provavelmente foi à aplicação das técnicas de manejo florestal de baixo impacto. Diferentes tipos de floresta e diferentes intensidades de exploração determinam diferentes níveis de impacto (Silva et. al., 2001).

Portanto, como a intensidade de corte foi baixa, proporcionalmente os danos provocados a floresta também foram baixos.

### 5.3 INCREMENTO EM VOLUME

Na Figura 8 são apresentados os valores médios de volume em metros cúbicos por hectare, encontrados nas áreas de floresta, antes da exploração, logo após a exploração e dois anos após a exploração.

No ano de 2002, período que antecedeu a exploração florestal, a floresta apresentou um volume médio de 180,12 m<sup>3</sup>/ha. Logo depois da exploração, esse volume passou para 153,87 m<sup>3</sup>/ha. Decorridos dois anos da exploração, isto é, em 2004 a mesma floresta estava com um volume total de 168,12 m<sup>3</sup>/ha.

Os resultados são compatíveis com aqueles relatados por Oliveira & Braz (2006), Vasconcelos (2003) e Araújo (2002) que obtiveram volumes médios por hectare semelhantes aos observados neste trabalho em florestas no estado do Acre.

Pelos valores obtidos, podemos perceber que durante esse período de tempo a área florestal estudada teve um incremento médio em volume de 7,12 m<sup>3</sup>/ha/ano, ficando apenas 6,66% abaixo do volume médio observado para a floresta antes da exploração.

Vasconcelos (2003) obteve um incremento médio anual de 6,29 m<sup>3</sup>/ha/ano, um valor próximo do obtido neste trabalho. Cabe mencionar que a intensidade exploratória foi semelhante a deste trabalho e que também foram utilizadas as técnicas de manejo florestal de baixo impacto.

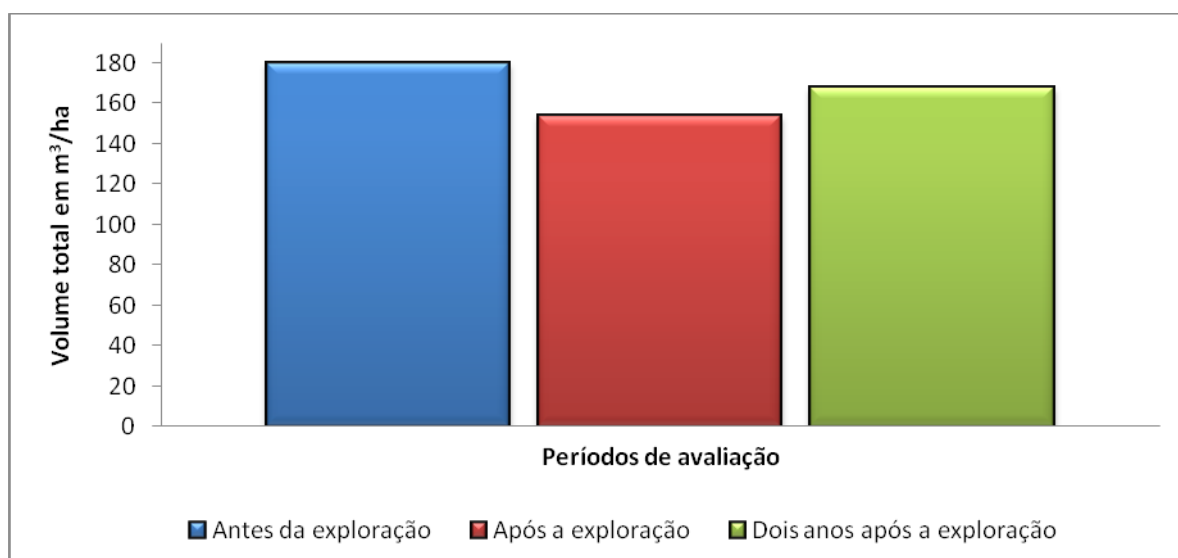


FIGURA 8. Dinâmica da do volume antes e após a exploração no município de Labrea-AM.

A Tabela 5 apresenta o resultado das comparações múltiplas entre as médias dos volumes observados nas parcelas permanentes. Os resultados mostram que o volume da floresta variou conforme o período de avaliação.

É possível verificar que o volume da floresta no terceiro período de avaliação se destacou em relação ao segundo, sendo estatisticamente superior a ele, mostrando que nesse intervalo de tempo a floresta cresceu. Também é possível notar que o volume apresentado pela floresta nos dois primeiros anos depois da intervenção florestal, equivale ao volume que mesma possuía antes de ocorrer a exploração.

O mesmo padrão de comportamento também foi observado para a área basal da floresta. Por analogia, é como se essas duas variáveis (área basal e volume) num determinado momento tivessem decido alguns degraus de uma escada e em outro tivessem subido os mesmos degraus que desceram. A decida dos degraus representaria a redução de área basal e volume em decorrência da exploração florestal e a subida dos mesmos seriam os incrementos obtidos.

TABELA 5. Volume total médio das parcelas permanentes antes, logo após a exploração e dois anos após a exploração da floresta no município de Labrea-AM.

Avaliações	Volume Total (m <sup>3</sup> /ha)
Antes da exploração	180,12 a
Logo após a exploração	153,87 b
Dois anos após a exploração	168,12 a
Média geral	167,38

Médias com mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Scott-Knott.

O trabalho de Higuchi et. al. (1997) em Manaus exemplifica de maneira clara e concisa que a floresta residual só começa a reagir positivamente à liberação provocada pela exploração florestal, a partir do terceiro ano após a intervenção. Embora neste trabalho a floresta tenha respondido positivamente já no segundo ano após a exploração, é preciso esclarecer que a mesma é menos densa e que foi submetida a uma intensidade de corte menor que a floresta em Manaus reportada por Higuchi et al (1997). O que segundo os mesmos autores seria uma equivalência em bases relativas.

Não podemos deixar de lado o fato de que a intensidade de corte de 6 m<sup>3</sup>/ha aplicada na floresta em estudo foi baixa e aliada ao manejo florestal de baixo impacto, com certeza foram os fatores decisivos para o pequeno nível de dano ocasionado a floresta remanescente, o que sem dúvida assegurou a sustentabilidade do manejo florestal, considerando o intervalo de tempo em estudo.

Esses argumentos se confirmam nos resultados obtidos por Pereira (2004) na mesma área florestal. Uma alta diversidade florística foi observada mesmo após a intervenção florestal. Os índices de Shannon e Simpsons foram  $H' = 4,7$  e  $C = 0,02$ , deixando claro que a remoção das árvores praticamente não afetou a estrutura da floresta.

Apesar o quesito volume ter sido atendido dentro dos critérios de sustentabilidade, é importante segundo Higuchi et al. (1997) não perder de vista que a floresta, no segundo ciclo de corte, terá uma distribuição em diâmetro diferente da original, os estoques poderão voltar, mas não com os mesmos diâmetros mínimos de corte.

#### **5.4 RECRUTAMENTO E MORTALIDADE**

Na Tabela 6 são apresentados os valores médios das taxas anuais de recrutamento e mortalidade obtidos para a floresta em estudo dois anos após a exploração florestal.

Nota-se que no intervalo de tempo inferido, a taxa de recrutamento na floresta foi inferior a taxa de mortalidade da mesma ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F, caracterizando um desbalanço na entrada de novos indivíduos no sistema. Isto é, o período coberto pelo estudo não foi suficiente para permitir que a maioria das espécies potencialmente recrutadas nas clareiras atingissem o DAP mínimo considerado neste trabalho que foi de 5 cm.

Ainda na Tabela 6 podemos observar uma taxa anual média de recrutamento foi 1,64%. Esse percentual foi inferior ao relado por Vasconcelos (2003) que obteve um valor de 2,3%. Porém, considerando os trabalhos de Pereira et al. (2000) e Mendonça (2003) observa-se uma situação inversa. Esses autores relatam taxas

anuais de recrutamento de 1,16% e 1,5% respectivamente. Cabe ainda mencionar, que o valor de 1,5% obtido por Mendonça (2003) veio de uma floresta três anos após a exploração.

Embora o recrutamento médio de 20,55 árvores por hectare no período estudado tenha sido inferior a mortalidade, foi suficiente para manter a população das espécies no mesmo patamar de antes da exploração (Figura 9). Segundo Oliveira & Braz (2006) isto pode ser interpretado como tendo sido o banco de mudas destas espécies existentes antes da exploração, suficiente para suportar o impacto da exploração florestal.

Essa explicação é condizente com o baixo nível de impacto causado pelo manejo, com a remoção de poucas árvores da floresta. Sendo isso já se confirmado pelos altos índices de diversidade encontrados por Pereira (2004) na mesma área de estudo após a exploração.

Caso nas próximas medições a taxa de recrutamento continue crescendo então será possível afirmar que as árvores matrizes deixadas estão cumprindo com a sua função de regenerar a floresta (Oliveira & Braz, 2006).

Para o caráter mortalidade, como era esperado que acontecesse, um alto índice foi observado nos dois primeiros anos após a colheita da madeira (Tabela 6 ilustrada pela Figura 9), estando incluídas as árvores que morreram em consequência dos danos ocasionados pelas atividades de derrubada, arraste das toras e eventos naturais.

O grau de perturbação e o tempo transcorrido desde a perturbação têm um notável efeito sobre o comportamento da mortalidade na floresta tropical úmida. As florestas não perturbadas em estado de equilíbrio mostram taxas de mortalidade constantes sobre as classes de DAP e, portanto, nenhuma correlação com o tamanho da árvore deve ser encontrado (Lieberman & Lieberman, 1987; Swaine et al. 1987).

No entanto, o mesmo não ocorre em florestas exploradas, onde a mortalidade tende a ser maior nas menores classes de tamanho. Só depois de algum tempo, quando a maioria das espécies pioneiras componentes da floresta tiver morrido e ter sido substituída por espécies tolerantes à sombra, a mortalidade tende a estabilizar e torna-se quase constante nas classes de DAP (Silva, 1989).



O trabalho realizado por Pereira et al. (2005) nessa mesma área florestal, mostrou que a floresta em questão apresentou uma distribuição de classes diamétricas na forma padrão de *J*-invertido antes e após a exploração.

Com base nessa constatação, não é difícil inferir que a mortalidade das espécies na floresta em estudo tenderia a aumentar com o decréscimo do diâmetro, indicando que durante o processo de desenvolvimento da floresta remanescente após a exploração, a taxa de mortalidade nas árvores menores tenderia a ser maior que nas árvores maiores.

Entretanto, estes mesmos autores, consideraram que o efeito da exploração florestal baseada no impacto mínimo promoveu uma redução balanceada em todas as classes diamétricas permitindo a manutenção do padrão da estrutura da floresta original.

A taxa de mortalidade para o período de estudo foi de 7,53% (Tabela 5), um percentual alto em relação a outros trabalhos realizados na Amazônia. Azevedo (2006) menciona taxas anuais de mortalidade observadas variando de 1,0 a aproximadamente 5,0%. Sob influência da exploração florestal em duas áreas na Floresta Nacional do Tapajós, as taxas de mortalidade giram em torno de 1,7% e 2,4% ao ano. De modo geral, as espécies ditas pioneiras indesejáveis apresentaram as mais altas taxas de mortalidade ao ano 2,7 a 5,4% (Silva et al., 1999).

Uma vez que o dano na floresta residual foi baixo. É possível explicar o alto índice de mortalidade, considerando o fato que a floresta apresentou uma elevada perturbação provocada principalmente por fenômenos naturais.

Isso pode ser constatado pelo trabalho de Oliveira et al. (s/d) realizado no talhão de exploração Iracema I que fica ao lado do Iracema II onde foi feito o presente estudo. Neste trabalho os autores mencionam uma média de 5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de árvores com algum tipo de dano, causados por ventos e tempestades.

Embora isso tenha acontecido, de modo geral, para o período de tempo monitorado, não podemos desconsiderar que 22% da mortalidade foi compensada pelos ingressos de novas espécies no sistema.

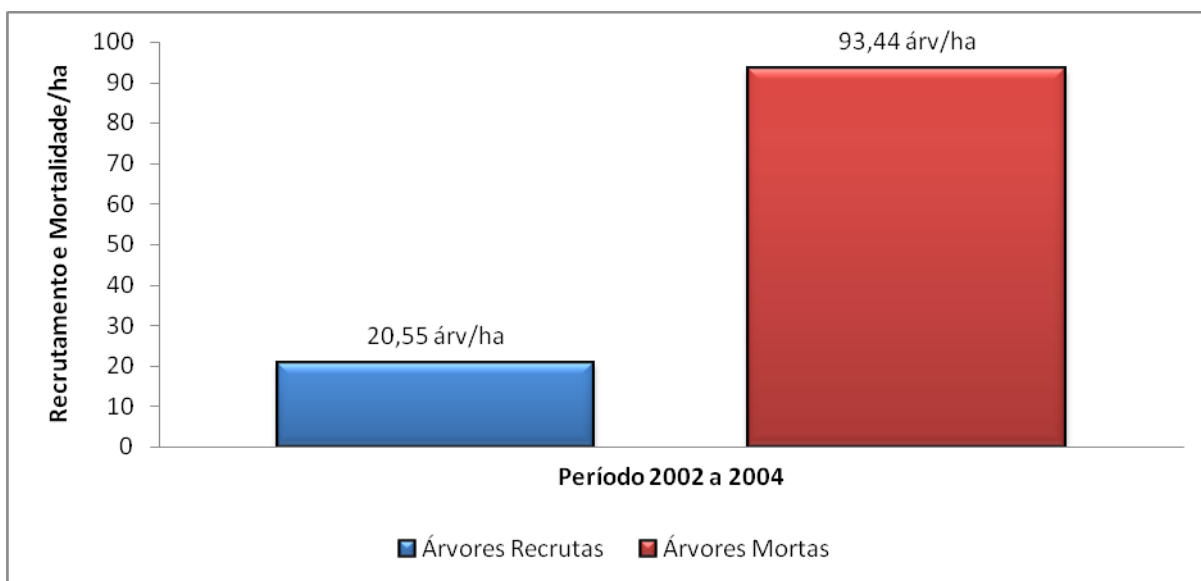


FIGURA 9. Número de árvores recrutadas e mortas por hectare no período de 2002 a 2004 em floresta do município de Labrea-AM.

TABELA 6. Taxa de recrutamento médio anual e taxa de mortalidade média anual da floresta no município de Labrea-AM, dois anos após a exploração.

Recrutamento (%)	Mortalidade (%)
1,64 a	7,53 b

Médias com mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

## 6 CONCLUSÕES

O crescimento da floresta remanescente foi compatível com o ciclo de corte e a intensidade exploratória adotados, permitindo a recomposição da floresta para o segundo ciclo de produção.

A exploração florestal pouco afetou a floresta que reagiu bem as intervenções efetuadas. O planejamento dessa operação foi sem dúvida o principal fator para isso fosse alcançado.

Embora o recrutamento tenha sido menor que a mortalidade, o estoque de espécies na floresta residual pode ser considerado bom, levando em consideração o tempo de estudo.

O sistema de manejo florestal adotado, utilizando técnicas de baixo impacto, mostrou-se eficiente no controle dos danos, promovendo à conservação da floresta e mantendo as suas principais funções ecológicas e serviços ambientais.

A recuperação da floresta pode ser considerada como rápida, tendo presente o curto período estudado, sendo os valores de área basal e volume semelhante aos do povoamento antes da exploração.

Nas próximas medições se esses resultados se mantiverem, seria possível alterar o ciclo de corte para um intervalo de tempo menor ou até mesmo aumentar intensidade de exploração, o que seria interessante porque resultaria em ganhos de produtividade.

## **7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Alder, D. 1983. Growth and yield of mixed tropical forests: I Current knowledge. FAO Consultancy Report. 57p.

Araújo, H.J.B. de. 1999. Rendimento do processo de transformação de toras com motosserra. Embrapa-CPAF/AC. Rio Branco. 4p. (Embrapa-CPAF/AC. Comunicado Técnico, 104).

Araújo, H. J. B. 2005. Manejo florestal em pequenas propriedades do projeto de colonização Pedro Peixoto, no Acre. Programa de formação virtual de posgrado

- em gestión pública top-universidad nacional del litoral de Argentina. Disponível em: [www.top.org.ar/convocatoriabecas.htm](http://www.top.org.ar/convocatoriabecas.htm). Acesso em 20 de outubro de 2007.
- Amaral, P. H. C., Veríssimo, J. A. O., Barreto, P. G., Vidal, E. J. S. 1998. Floresta para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia. Belém: Imazon. 130p.
- Assis, L. D. de. 2002. Aplicação da legislação ambiental no controle da atividade madeireira no Estado do Acre no período 1992 a 2000. Dissertação de Mestrado. UFAC. Rio Branco. 69p.
- Azevedo, C. P. de. 2006. Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia oriental: experimentação e simulação. Tese de Doutorado. UFPR. Curitiba. 180p.
- Bawa, K. S., Seidler, R. 1998. Natural Forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, 12 (1): 46-55.
- Benincasa, M. M. P. 1988. Análise de crescimento de plantas: noções básicas. Jaboticabal. FINEP. 42p.
- Bertault, J-G., Sist, P. 1997. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact logging in east Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 94: 209-218.
- Braz, E. M., Oliveira, M. V. N. d', Araújo, H. J. B. de., Miranda, E. M. de. 1998. Plano de exploração sob critérios de manejo florestal de baixo impacto. Rio Branco. Embrapa-CPAF/AC. (Circular Técnica, 16). 20p.
- Braz, E. M., Oliveira, M. V. N. d'. 1995. Arraste em floresta tropical: uma análise para a identificação dos parâmetros ideais. In: Simpósio Brasileiro sobre Colheita e Transporte Florestal. SIF. Anais. Salvador/Viçosa. 2: 222-237.
- Brown N. 1996. A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest Canopy gap. *Forest Ecology and Management*. 82: 239-244.
- Buenaflo, V. 1989. Logging in Papua New Guinea. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Working Document No. 15. 67p.
- Bulfe, N. M. L. 2008. Dinâmica de clareiras originadas de exploração seletiva de uma floresta estacional semidecidual na provincia de Misiones, nordeste da Argentina. Dissertação de Mestrado. UFPR. Curitiba. 73p.
- Carey, E. V., Brown, S., Gillespie, A. J. R., Lugo, A. E. 1994. Tree Mortality in Mature Lowland Tropical Moist and Tropical Lower Montane Moist Forests of Venezuela. *Biotropica*. 26(3): 255-264.

- Carneiro Filho, A., Manzi, A., Santos, J., Rocha, R.M., Higuchi, N. 2004. A floresta e o clima. *In: A floresta amazônica e suas múltiplas dimensões: uma proposta de educação ambiental*. M. I. G. Higuchi, N. Higuchi (editores). Manaus: INPA. Brasília: CNPq. pp.73-92
- Cavalcante, F. J. de B. 2002. Manejo florestal sustentável na Amazônia, ano 2002: relatório técnico. Brasília: Edições Ibama. 96p. CD-ROM.
- Carvalho, J. O P. 1997. Dinâmica de floresta tropical e sua implicação para o manejo florestal sustentável. *In: Curso de Manejo Florestal Sustentável*. Curitiba: Embrapa/CNPF, (Documentos, 34). 253p.
- Carvalho, J. O. P. de. 1999. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. *In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto EMBRAPA/DFID*. Anais. Belém. p 174-179.
- Carvalho, J. O. P., Silva, J. N. M., Lopes, J. do C. A. 1999. Danos de exploração mecanizada em uma floresta de terra firme na Amazônia Brasileira *In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto EMBRAPA/DFID*. Anais. Belém. p.216-220.
- Chagas, R. K., Botelho, S. A., Volpato, M. M. L. 1999. Análise fitossociológica da regeneração em áreas de clareira e dossel em uma floresta estacional semidecídua Montana-MG. *In: Congresso e Exposição Internacional Sobre Florestas: Forest 99*. Anais. Curitiba: Biosfera. Cd-Room.
- Chazdon, R. L. 1998. Tropical forest – Log ‘Em or Leave ‘Em? *Science*, 281(5381): 1295-1299.
- Conway, S. 1982. Logging practices: principles of timber harvesting systems. San Francisco. USA. Miller Freeman. 432p.
- Cronk, Q. C. B., Fuller, J. L. 2001. Plantas Invasoras: La amenaza para los ecosistemas naturales. Nordan-Comunidad. 205p.
- Dawkins, H. C. & Philip, M. S. 1998. Tropical moist forest silviculture and management: a history of success and failure. CAB International Press. 359 p.
- Denslow, J. S., Schultz, J. T., Vitousek, P., Strain, B. R. 1990. Growth responses of tropical shrubs to tree fall gap environments. *Ecology*, 71: 165-179.
- Dykstra, D. P. 2002. Reduced impact logging: concepts and issues. *In: Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management*. International Conference Proceedings. Malaysia, 2002/Enters, T.; Durst, P. B.; Applegate, G. B.; Kho, P. C. S. & Man G. Eds. FAO, Thailand.

- Dykstra, D. P., Heinirch, R. 1992. Sustaining tropical forests through environmentally sound harvesting practices. *Unasylva*, 169(43): 9-15.
- Dykstra, D. P., Heinirch, R. 1995. Model code of forest harvesting practice. FAO. Roma. 117p.
- Eller, E.; Fujiwara, L. 2007. Desenvolvimento florestal sustentável na Amazônia brasileira: o programa floresta estadual do Antimary – Acre. Estado do Acre. pp.61-72
- FAO. 2004. Reduced impact logging in tropical forests. Literature synthesis, analysis and prototype statistical framework. Roma.
- FAO. 1974. Logging and log transport in tropical high forest. Rome, 90p. (FAO. Forestry Series, 5; FAO. Development Paper, 18).
- Felton, A., Felton, A. M., Wood, J., Linenmayer, D. B. 2006. Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. *Forest Ecology and Management*.
- Ferreira, R. L. C., Souza, A. L., Jesus, R. M. 1998. Ingresso e mortalidade em uma floresta secundária de transição. *Revista Árvore*. Viçosa. (22)2: 155-162.
- Ferreira, D.F. 2000. Análises estatísticas por meio SISVAR (Sistema para Análise de Variância) para Windows versão 4.0. In: Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Internacional de Biometria, Anais. São Carlos, UFSCar, p.255-258.
- FFT (Fundação Florestal Tropical). 2004. Manejo florestal sustentável e exploração de impacto reduzido na Amazônia Brasileira. FFT. 19p
- Finegan, B. 1992. El potencial de manejo de los Bosques húmedos secundarios neotropicales de las tieras bajas. Turrialba. 5.
- Forest Stewardship Council (FSC). 1998. Padrões de certificação do FSC-Forest Stewardship Council para o manejo florestal em plantações florestais no Brasil. FSC, Grupo de trabalho do FSC Brasil, Documento 2.0. 39p.
- Freitas, J. V. 2004. Improving tree selection for felling and retention in natural forest in Amazônia through spatial control and targeted seed tree retention: a case study of a forest management project in Amazonas state, Brazil. Thesis – Doctor of Philosophy, University of Aberdeen, Escotland.
- Frumhoff, P. C. 1995. Conserving wildlife in tropical forests managed for timber. *BioScience*, 45: 456-464.

- Glenn-Lewin, D. C., Van Der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin, D. C., Van Der Maarel, E. (Ed.) Plant Sucession. Theory and prediction. New Cork: Chapman Hall. p. 11-59.
- Gomez-Pompa, A. 1974. Recovery of tropical ecosystems. In: Farnworth, Golley. Fragile ecosystems. New York, Spring-Verlag. p. 113-138
- Gomide, G. L. A. 1999. Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primária e secundária no Estado do Amapá. In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto EMBRAPA/DFID. Anais. Belém. p.195-202.
- Guapyassú, M. dos Santos. 1994. Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma floresta ombrófila densa submontana Morretes – Paraná. Dissertação de Mestrado. UFPR. Curitiba. 150p.
- Henderson, J. 1989. Damage-controlled logging in managed tropical rain forests in Suriname. Wageningen. The Netherlands. Agricultural University. 204p.
- Higuchi, N. 2003. Manejo sustentável de florestas tropicais. Apostila de aula. Mestrado em ecologia e manejo de recursos naturais. UFAC. Rio Branco. 84p.
- Higuchi, N.; Santos, J. dos; Silva, R. P. da; Lima, A. N.; Teixeira, L. M.; Carneiro, V. M. C.; Felseburgh, C. A.; Tribuzy, E. S. 2008. V curso manejo florestal na ZF-2. Apostila de aula. FAPEAM/CNPq/INPA. Manaus. 270p.
- Higuchi, N. 1994. Utilização e manejo dos recursos madeiros das florestas tropicais úmidas. Manaus. Acta Amazônica. 24(3-4): 275-288
- Higuchi, N., Santos, J. dos, Nahamura, S., Chambers, J., Ribeiro R. J., Silva, R. P., Rocha, R. M. 2000. Dinâmica da floresta primária da bacia do Rio Cuieiras (AM), entre 1996 e 2000. In: Estudos para Manejo Florestal e Recuperação de Áreas Degradadas: Workshop Intermediário do Projeto Jacaranda Fase II, Anais. Manaus, INPA, p. 10.
- Higuchi, N., Santos, J. dos., Ribeiro, R. J., Freitas, J. V., Vieira, G., Coic, A. R., Minette, L. J. 1997. Crescimento e incremento de uma floresta Amazônica de terra-firme manejada experimentalmente. In: Workshop Bionte - Aspectos Silviculturais e ecológicos do Manejo Florestal INPA - Manaus- AM.
- Hogan, K. P; Machado, J. L. 2002. La luz solar: consecuencias biológicas y su medición. En “Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales”, Guariguata, M.; Kattan, G, Libro Universitario Regional. Costa Rica. 692p.

- Holmes, T. P., Blate, G. M., Zweede, J. C., Pereira Jr, R., Barreto, P., Boltz, F., Bauch, R. 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 163: 93-110.
- IBAMA. 2002. Manejo florestal sustentável empresarial. Curso básico. In: Manejo florestal: Amazônia 2002. 31p. CD-ROM.
- IBAMA. 2001. Manual de vistorias em plano de manejo florestal sustentável: versão 4.1. Disponível em: <http://www2.ibama.gov.br/flores/manflor/manual/manual.html>. Acesso em: 20 mai. 2008.
- IBGE. 1997. Diagnóstico Ambiental da Amazônia Legal. Rio de Janeiro. CD-ROM.
- ITTO. 2006. Status of tropical forest management 2005. ITTO Technical Series n. 24.
- Johns, J. S., Barreto, P., Uhl, C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 89: 59-71.
- Kemp, R. H. 1992. The conservation of genetic resources in managed tropical Forest. *Unsylva*, 169(43): 34-40
- Kemp, R. H., Palmberg-Lerche. 1994. Conserving genetic resources in forest ecosystems. In: Readings in sustainable forest management. FAO Forestry Paper, 122: 101-117
- Killmann, W., Bull, G. Q., Schwab, O., Pulkki, R. E. 2002. Reduced impact logging: does it cost or does it pay? In: Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management. International Conference Proceedings. Malaysia, 2001/Enters, T.; Durst, P. B.; Applegate, G. B.; Kho, P. C. S. & Man G. Eds. FAO, Thailand.
- King, K.F.S. 1990. The failure of tropical forestry management. In: Seminar on Sustainable Development of Tropical Forests. Depansar, Indonésia. Anais. Yokohama. Japão. Permanent Committee on Reforestation and Forest Management. p.5-13.
- Klassen, A. W. 2002. Impediments to the adoption of reduced impact logging in the Indonesian corporate sector. In: Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management. International Conference Proceedings. Malaysia, 2001/Enters, T.; Durst, P. B.; Applegate, G. B.; Kho, P. C. S. & Man G. Eds. FAO, Thailand.



- Kuniyoshi, Y. S. 1989. Reconhecimento das fases sucessionais da vegetação arbórea. In: Simpósio sobre Avaliação de Impactos Ambientais. Curitiba: Anais... Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais. p. 97-107.
- Lambers, H., Chapim, F. S., Pons, T. L. 1998. Plant physiological ecology. Springer-Verlag New York, USA. 229p.
- Lawton, R. O., Putz, F. E. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology*. 69(3): 764-777.
- Leal Filho, M. 2000. Dinâmica inicial da regeneração natural de florestas exploradas na Amazônia Brasileira. Tese Doutorado em Ecologia do Instituto de Biociência da Universidade de São Paulo. São Paulo. 158p.
- Lentini, M., Pereira, D. Como funciona o manejo florestal de madeira. Disponível em: <http://ambiente.hsw.uol.com.br/manejo-florestal-de-madeira.htm>. Acesso em: 20 mai. 2008.
- Leslie, A. J. 1994. Sustainable management of tropical mist forest for wood. In: Readings in Sustainable Management. FAO Forestry Paper, 122: 17-32
- Leuschner, W. A. 1992. Introduction to forest resource management. Florida: Krieger. 298p.
- Lieberman, D., Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology*. 3: 347-358.
- Lima R. A. F. 2005a. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Revista Brasileira de Botânica*. 28(4): 651-670.
- Lima, R. A. F. 2005b. Gap size measurement: the proposal of a new field method. *Forest Ecology and Management*. 214: 413-419.
- Lopes, J. C. A., Whitmore, T. C., Brown, N. D., Jennings, S. B. 2001a. Banco de sementes de uma floresta tropical úmida no município de Moju, PA. In: A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID. J. N. M. Silva., J. O. de., Carvalho., J. A. G. Yared (editores). Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID. pp.185-201
- Lopes, J. C. A., Whitmore, T. C., Brown, N. D., Jennings, S. B. 2001b. Efeito da exploração florestal nas populações de mudas em uma floresta tropical úmida no município de Moju, PA. In: A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID. J. N. M. Silva., J. O. de., Carvalho., J. A. G. Yared (editores). Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID. pp.203-226

- Lopes, S. R. M. 2000. Procedimentos legais da exploração florestal na Amazônia. EFS. Belém. 124p.
- MacKinnon, J., MacKinnon, K., Child, G., Thorsell, J. 1992. Managing Protected Areas in the Tropics. Page Bros (Norwich) Limited, UK. 295p.
- Manokaran, N., Kochummen, K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. 3: 315-330.
- Marques, J. R. N. 1999. Direito ambiental: análise da exploração madeireira na Amazônia. Letras. São Paulo. 208p.
- Mendonça, A. C. A. Caracterização e simulação dos processos dinâmicos de uma área de floresta tropical de terra firme utilizando matrizes de transição. 2003. Dissertação de Mestrado. UFPR. Curitiba. 81p.
- MMA, 2000. Gestão dos recursos naturais: subsídios à elaboração da Agenda 21 brasileira / Maria do Carmo de Lima Bezerra e Tânia Tonelli Munhoz (coordenação geral). Brasília: Ministério de Meio Ambiente; IBAMA; Consórcio TC/BR/FUNATURA. 200p.
- Morey, P.R. 1980. O Crescimento das árvores. Editora Pedagógica e Universitária da Universidade de São Paulo. Temas de Biologia. vol.19.
- Nascimento, H.E.M., Dias, A. da S., Tabanez, A.A.J., Viana, V.M. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia*. (59)2: 329-342, 1999.
- Nepstad, D. et al. 2000. Avança Brasil: os custos ambientais para a Amazônia. Belém. 24p.
- Nicotra, A. B., Chazdon R. L., Iriarte S. V. B. 1999. Spatial heterogeneity of Light and Wood seedling regeneration in tropical wet forest. *Ecology*. 80: 1908-1926.
- Odum, E. P. 1983. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara. 434 p.
- O'Hara, K. L. 2002. The historical development of uneven-aged silviculture in North America. *Forestry*, 75(4): 339-346.
- Oliveira, L. C., Valentim, N. W., Figueiredo, E. O., Franke, I. L. 2003. Impactos da exploração seletiva de madeira em áreas em processo de fragmentação florestal na amazônia ocidental. *Cerne*. Lavras. (9)2: 213-220.

- Oliveira, M. V. N. d'. 2000. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanized Forest exploitation in Acre, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 127: 67-76.
- Oliveira, M. V. N. d'. , Braz, E. M., Burslem, D. F. R. P., Swaine, M. D. 1998. Small-scale natural Forest management: A new model for small farmers in the Brazilian Amazon. *Tropical Forest Updat*, 8(1): 5-7.
- Oliveira, M. V. N. d'. , Braz, E. M. 1998. Manejo florestal em regime de rendimento sustentado aplicado à floresta do campo Experimental da Embrapa-CPAF/AC. Embrapa-CPAF/AC. Rio Branco. 45p. (Embrapa-CPAF/AC. Boletim de Pesquisa, 21).
- Oliveira, M. V. N. d'. , Braz, E. M. 2006. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Peixoto na Amazônia Ocidental. *Acta Amazônica*. 36(2): 177-182.
- Parrota, J. A., Francis, J. K., Knowles, O. H. 2002. Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*. 169: 243-255.
- Peralta, R., Hartshorn, G.S., Lieberman, D., Lieberman, M. Roseña de estudios a largo plazo sobre composición florística y dinámica del bosque tropical en La Selva, Costa Rica. 1987. In Clark, D.A., Dirzo, R., Fetcher, N. (eds) *Ecología y ecofisiología de plantas en los bosques mesoamericanos*. *Revista de Biología Tropical* (35)1: 23-40.
- Pereira, N. W. V., Venturin, N., Machado, E. L. M., Scolforo, J. R. S., Macedo, R. L. G., d'Oliveira, M. V. N. 2005. Análise das variações temporais na florística e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta explorada com plano de manejo. *Cerne*, 11(3): 263-282.
- Pereira, N. W. V. 2004. Análise da estrutura e do impacto da exploração em uma floresta sob regime de manejo na Amazônia ocidental. Dissertação de Mestrado. UFLA. Lavras. 154p.
- Pereira Jr, R., Zweede, J., Asner, G. P., Keller, M. 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and deletive logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 168: 77-89.
- Pereira, L. da C., Higuchi, N., Santos, J. dos. 2000. Taxas de mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas em florestas manejadas e não manejadas

- (primárias) de terra firme da região de Manaus. In: Jornada de Iniciação Científica. Anais. Manaus: INPA. p 247-250.
- Pinard, M. A., Putz, F. E., Rumíz, D., Jardim, A. 1999. Ecological characterization of tree species for guiding Forest management decisions in seasonally dry Forest in Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 113: 201-213.
- Pires-O'Brien, M. J.; Pires-O'Brien, C. M. 1995. Ecologia e modelamento de florestas tropicais. FCAP. Belém. 400p.
- Putz, F. E., Dykstra, D., Henrich, R. 2000. Why poor logging practices persist in the tropics. *Conservation Biology*, 14(4): 951-956.
- RADAMBRASIL. 1976. Levantamento dos recursos naturais. Folha sc19. Rio Branco. Rio de Janeiro. 12. 458p.
- Rankin-De-Merona, J. M., Hutchings H., H. W., Lovejoy, T. E. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of Central Amazon. In: GENTRY, A. H. ed. *Four Neotropical Rainforests*. New Haven: Yale University. 29: 573-599.
- Richards, P. W. 1996. *The tropical rainforest: an ecological study*. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Rocha, R. M. 2001. Taxas de recrutamento e mortalidade da floresta de terra firme da bacia do Rio Cuieiras na região de Manaus-AM. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM. Manaus. 49p.
- Sanquetta, C. R. 1996. Fundamentos biométricos dos modelos de simulação florestal. FUPEF. Curitiba. 49p.
- Santos, dos J.; Higuchi, N.; Ribeiro, R. J.; Silva, R. P. da.; Rocha, R. M. 2000. Sustentabilidade na produção de madeira dura tropical. *Revista Silvicultura*. Artigo Técnico, 83: 32-37.
- Serrão, D. R. 2001. Crescimento e mortalidade de espécies arbóreas, em clareiras da exploração florestal seletiva, em Moju-Pará, Brasil. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. Belém. 120p.
- Scolforo, J. R. S., Mello, J. M., Oliveira Filho, A. T. 1996. Modelo de produção para floresta nativa como base para manejo sustentado. *Cerne*, 2(1): 112-137.
- Scolforo, J. R. S. 1998. *Manejo florestal*. UFLA/FAEPE. Lavras. 438p.
- Scott, A. J., Knott, M. A. 1974. A cluster analysis method for grouping means in the analysis of variance. *Biometrics*. 30(2): 507-512.

- Schaaf L. 2001. Florística, Estrutura e Dinâmica no Período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista Localizada no sul do Paraná. Dissertação de Mestrado. UFPR. Curitiba. 78p.
- Schneider. P R.; Finger, C. A. G. 2000. Manejo sustentado de florestas inequidêneas heterogêneas. UFSM, Santa Maria. 195p.
- Schnitzer, S. A., Carson, W. P. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology*. 82(4): 913-919.
- Schorn, L. A. 2005. Estrutura e dinâmica de estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, Santa Catarina. Tese de Doutorado. UFPR. Curitiba. 192p.
- Silva, E.J.V. 2004. Dinâmica de florestas manejadas e sob exploração convencional na Amazônia oriental. Tese de Doutorado. USP. São Carlos. 2004. 171p
- Silva, N. M. C. da. et al. 2004. A biosfera: seus componentes e conceitos. *In: A floresta amazônica e suas múltiplas dimensões: uma proposta de educação ambiental*. M. I. G. Higuchi, N. Higuchi (editores). Manaus: INPA; Brasília: CNPq. pp.17-44
- Silva, N. M. 1993. A experiência do manejo sob rendimento sustentado em florestas tropicais úmidas. *In: 7º Congresso Florestal Brasileiro, Curitiba. Anais*. p. 2002-2006
- Silva, R. P. da., Santos, J. Tribuzy, E. S., Chambers, J. Q., Nakamura, S., Higuchi, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166: 295-301.
- Silva, J.N.M. 2001. Manejo florestal. Embrapa Amazônia Oriental (Belém, PA). 3. Ed., ver. E aum. – Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 49p.
- Silva, J. N. M., de Carvalho, J. O. P., Lopes, J. do C. A., de Almeida, B. F., Costa, D. H. M., de Oliveira, L. C., Vanclay, J. K., Skovsgaard, J. P. 1995. Growth and yield of a tropical rainforest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management*. 71: 267-274.
- Silva, J. N. M., da Silva, S. M. A., Costa, D. H. M., Baima, A. M. V., Oliveira, L. C., Carvalho, J. O. P., Lopes, J. C. A. 2001b. Crescimento, mortalidade e recrutamento em florestas de terra firme da Amazônia Oriental: observações nas regiões do Tapajós e Jarí. *In: A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID*. J. N. M. Silva., J. O. de., Carvalho., J. A. G. Yared (editores). Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID. pp.291-308

- Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P., Lopes, J. do C. A. 1999. Um sistema silvicultural policíclico para produção sustentada de madeira na Amazônia brasileira. In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto EMBRAPA. Anais Belém:EMBRAPA. p.180-185.
- Silva, J. N. M. 1989. The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging. Thesis. Oxford University. England. 312p.
- Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. de., Lopes, J.C.A., Oliveira, R.P. de., Oliveira, L.C. de. 1996. Growth and yield studies in the Tapajós region, Central Brazilian Amazon. *Commonwealth Forestry Rev.* 75(4): 325–329. .
- Silva, S. M. A. da., Silva, J. N. M., Baima, A. M. V., Lobato, N. M., Thompson, I. S., Costa Filho, P. P. 2001a. Impacto da exploração madeireira em floresta de terra firme no município de Moju, Estado do Pará. In: A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID. J. N. M. Silva., J. O. de., Carvalho., J. A. G. Yared (editores). Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID. pp.309-322
- Sist, P., Sheil, D., Kartawinata, K. & Priyadi, H. 2003. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology and Management*, 179: 415-427.
- Souza, R. P., Válio, I. F. M. 2001. Seed size, seed germination, and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status. *Biotropica*, 33(3): 447-457.
- SUDAM. 1978. Estudo da viabilidade técnico-econômica da viabilidade da exploração mecanizada em floresta de terra firme na região de Curuá-Una. Belém. 132p.
- Swaine, M. D., Whitmore, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81-86.
- Swaine, M.D., Lieberman, D., Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*. 3: 359-366.
- Tay, J., Healey J. & Price, C. 2002. Financial assessment of reduced impact logging technique in Sabah Malaysia. In: Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management. International Conference Proceedings. Malaysia, 2001/Enters, T.; Durst, P. B.; Applegate, G. B.; Kho, P. C. S. & Man G. Eds. FAO, Thailand.

- Uhl, C. et al. 1996. Uma abordagem integrada de pesquisa sobre o manejo dos recursos naturais na Amazônia. In: A expansão da atividade madeireira na Amazônia: impactos e perspectivas para o desenvolvimento do setor florestal no Pará. Belém. Imazom, 143-164p.
- Uhl, C., Vieira, I. C. G. 1989. Seleção predatória. In: Revista Ciências Hoje. (10)55: 108-115.
- Uhl, C., Vieira, I.C.G. 1988. Extração seletiva de madeiras: impactos ecológicos em Paragominas. Pará Desenvolvimento. Pará. 23: 46-52.
- Uhl, C., Clark, K., Dezzee, N., Maquirino, P. 1990. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. Ecology. 69: 751-763.
- Uhl, C., Nepstad, D., Buschbacher, R. 1990. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provide guidelines for designing sustainable land-use systems in Amazonia. In: Alternatives to deforestation. New York: Columbia University Press. p. 25-42
- Vasconcelos, S. S. de. 2003. Dinâmica de uma floresta explorada seletivamente no Projeto de Colonização Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM. Manaus. 71p.
- Vanclay, J. K. 1994. Modelling forest growth and yield – applications to mixed tropical forests. Wallingford: CAB International. 312p.
- Viana, V. M. 2007. Um futuro para as florestas do Amazonas. 2p.
- Viana, V. M., May, P., Lago, L., Dubois, O., Grieg-Gran, M. 2002. Instrumentos para o manejo sustentável do setor florestal privado no Brasil. Uma análise das necessidades, desafios e oportunidades para o manejo de florestas naturais e plantações florestais de pequena escala. Série Instruments for sustainable private sector forestry (Instrumentos para um Setor Florestal Privado Sustentável), International Institute for Environmental and development, Londres.
- von ENDE, C.N. 2001. Repeated-Measures Analysis: Growth and other time-dependent measures. In: Design and analysis of ecological experiments, S. M. Scheiner, J. F. Vincent. (Eds). Yale University Press. p. 134-157.
- Wakeel, A., Rao, K. S., Maikhuri, R. K. & Saxena, K. G. 2005. Forest management and use/cover changes in a typical micro watershed in the mid elevation zone of Ventral Himalaya, India. Forest Ecology and Management, 213: 229-242.

- Webb, E. 1997. Canopy removal and residual stand damage during controlled selective logging in lowland swamp forest of northeast Costa Rica. *Forest Ecology and Management*. 95: 117-129.
- Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest tree. *Ecology*, 70(3): 536-538.
- Whitmore, T. C. 1990. A introduction to tropical rain Forest. Claredon Press. Oxford. 226p.