

# ***FLORESTA COM ARAUCÁRIA***

***PESQUISAS ECOLÓGICAS DE LONGA DURAÇÃO***



***Organizadores:***

***Carlos Roberto Sanquetta***

***Ana Paula Dalla Corte***

***Aurélio Lourenço Rodrigues***

***Francelo Mognon***



**CARLOS ROBERTO SANQUETTA**  
**ANA PAULA DALLA CORTE**  
**AURÉLIO LOURENÇO RODRIGUES**  
**FRANCELO MOGNON**

**FLORESTA COM ARAUCÁRIA E SUAS TRANSIÇÕES:  
PESQUISAS ECOLÓGICAS DE LONGA DURAÇÃO**

**Obra publicada com o apoio do Programa de Pesquisas Ecológicas de  
Longa Duração (PELD/CNPq)**

**CURITIBA**

**2014**

O conteúdo e as informações apresentadas nos capítulos são de responsabilidade de seus autores.

Ficha catalográfica elaborada por Denis Uezu – CRB 1720/PR

S228f Sanquetta, Carlos Roberto  
Floresta com araucária e suas transições: pesquisas ecológicas de longa duração / Carlos Roberto Sanquetta, Ana Paula Dalla Corte, Aurélio Lourenço Rodrigues, Francelo Mognon. – Curitiba: Multi-Graphic, 2014  
296 p.

Obra publicada com o apoio do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq)

ISBN: 978 85 60402 04 5

1. Pinheiro-do-Paraná. 2. Ecologia florestal. 3. Comunidades vegetais. I. Sanquetta, Carlos Roberto. II. Dalla, Ana Paula. III. Rodrigues, Aurélio Lourenço. IV. Mognon, Francelo. V. Título.

CDD – 576.52642  
CDU – 582.473

## AUTORES

**Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta** – Formado em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (1985), concluiu o mestrado em Manejo Florestal pela UFPR (1990) e cursou também o mestrado em Silvicultura e Ecologia pela Ehime University, Japão (1990). Possui doutorado em Ecologia e Manejo de Recursos Florestais pela United Graduate School of Agricultural Sciences, Japão (1994). Possui pós-doutorado pela Japan Society for the Promotion of Science, Japão (1995) em Manejo de Ecossistemas. Atualmente é professor associado II da UFPR, lotado no Departamento de Ciências Florestais. Pesquisador nível I-A do CNPq. Professor convidado de diversas instituições de ensino e pesquisa no Brasil e no exterior. Membro do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas - IPCC e especialista da Convenção Quadro das Nações Unidas para as Mudanças Climáticas - UNFCCC. É autor de 15 livros e mais de 400 trabalhos técnico-científicos. Orientou mais de 100 trabalhos de pós-graduação, entre teses de doutorado, dissertações de mestrado e monografias de especialização. Tem experiência nas áreas de Florestas, Ecologia, Bioenergia e Mudanças Climáticas.

**Profa. Dra. Ana Paula Dalla Corte** – Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (2003), mestrado em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (2005) e Doutorado pela Universidade Federal do Paraná (2010). É professora adjunta I na UFPR, ministrando disciplinas na área de concentração de manejo florestal, especificamente em: inventário florestal, planejamento de inventários florestais, avaliação e perícia de imóveis rurais e inventário e quantificação de biomassa em ecossistemas florestais. É professora em cursos de pós-graduação lato sensu da área ambiental e florestal, sendo: Pós-Graduação em Gestão Florestal, Pós em Projetos Sustentáveis, Mudanças Climáticas e Gestão Corporativa de Carbono e MBA Internacional em Gestão Ambiental. É professora do Programa de mestrado e doutorado em Engenharia Florestal da UFPR. Atua também em pesquisas nas áreas de: quantificação e levantamentos de estoques de carbono na biomassa florestal, inventário

florestal, manejo florestal, sistemas de informações geográficas, sensoriamento remoto e outras geotecnologias aplicadas à gestão florestal e ambiental. Atua no centro de excelência em pesquisas sobre fixação de carbono na biomassa (BIOFIX-UFPR-Cenpes-Petrobras). Possui 5 livros publicados e 1 capítulo de livro. Possui mais de 40 artigos científicos publicados em revistas indexadas nacionais e internacionais. Participou de mais de 100 trabalhos técnicos na área de meio ambiente e engenharia florestal.

**Me. Aurélio Lourenço Rodrigues** – Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC (2009), e mestrado em Ciências Florestais pela Universidade Estadual do Centro Oeste - UNICENTRO (2012). Atualmente é aluno de doutorado da Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná - UFPR.

**Me. Francelo Mognon** – Possui licenciatura plena em Ciências Biológicas pela Faculdade Estadual de Filosofia, Ciências e Letras de União da Vitória/PR (2006), Mestrado em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná, sendo atualmente doutorando em manejo florestal pelo programa de pós-graduação em engenharia florestal pela Universidade Federal do Paraná. Tem experiência na área de manejo florestal, inventário florestal, serviços ambientais, pesquisa com carbono na biomassa florestal, com ênfase em florestas nativas.

## SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO</b> .....	vii
<b>CAPÍTULO 1.</b> Programa de pesquisas ecológicas de longa duração e o sítio ELFA: Floresta com Araucária e transições.....	1
<b>CAPÍTULO 2.</b> Floresta com Araucária e suas transições.....	17
<b>CAPÍTULO 3.</b> A diversidade arbórea e estrutura das Florestas com Araucária sob o domínio do PELD Sítio 9.....	33
<b>CAPÍTULO 4.</b> Dinâmica do crescimento, mortalidade e recrutamento na Floresta com Araucária.....	59
<b>CAPÍTULO 5.</b> Ecologia de espécies arbóreas no sistema faxinal: dispersão e distribuição espacial.....	83
<b>CAPÍTULO 6.</b> Dinâmica e regeneração natural em um remanescente de Floresta com Araucária sob influência de taquaras.....	101
<b>CAPÍTULO 7.</b> Idade e dendrocronologia em árvores nativas de araucária, cedro e imbuia no sul do Brasil.....	117
<b>CAPÍTULO 8.</b> Mudanças climáticas e sequestro de carbono.....	165
<b>CAPÍTULO 9.</b> Estoques de carbono e geração de serviços ambientais na Floresta com Araucária.....	185
<b>CAPÍTULO 10.</b> Métodos de controle da espécie uva-do-japão ( <i>Hovenia dulcis</i> Thunb.) na Floresta Ombrófila Mista.....	207
<b>CAPÍTULO 11.</b> Sensoriamento remoto aplicado na estimativa de biomassa e estoque de carbono florestal.....	227
<b>CAPÍTULO 12.</b> Trocas de CO <sub>2</sub> em uma Floresta de Araucária: Análise a partir de dados micrometeorológicos.....	271



## APRESENTAÇÃO

Este livro apresenta contribuições de vinte anos de pesquisas ecológicas e florestais sistemáticas na Floresta com Araucária e suas Transições. Essas pesquisas foram iniciadas em 1994, na Estação Experimental de São João do Triunfo – PR e hoje se estendem a vários outros sítios de observação, mensuração e experimentação. Existem muitas pesquisas sobre a Floresta Ombrófila Mista e suas espécies, mas o caráter sistemático é o grande diferencial deste projeto de longa duração.

O primeiro capítulo descreve o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) de uma forma geral, apresentando todos os sítios apoiados pelo CNPq e a inserção do sítio ELFA – Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Floresta com Araucária e suas Transições.

No segundo capítulo adentra-se no detalhe da Floresta Ombrófila Mista e suas transições, com descrições da origem e distribuição dessa tipologia florestal no mundo e no Brasil.

No terceiro capítulo aborda-se a diversidade arbórea e a estrutura das florestas com araucária sob o domínio do PELD sítio 9 (ELFA), fazendo uma análise comparativa entre diferentes unidades de observação, mensuração e experimentação.

O quarto capítulo versa sobre dinâmica do crescimento, mortalidade e recrutamento na Floresta com Araucária, tendo-se por base dados coletados em parcelas permanentes monitoradas por vários anos.

No quinto é apresentado o tema: ecologia de espécies arbóreas no Sistema Faxinal: dispersão e distribuição espacial. O faxinal é uma forma de organização camponesa típico da região de ocorrência da Floresta com Araucária. A sua principal e mais complexa característica é o uso comum de terras para a criação de animais e a manutenção da cobertura florestal.

O sexto capítulo versa sobre dinâmica e regeneração natural em um remanescente de Floresta com Araucária sob a influência de taquaras,

espécies de bambus altamente invasoras e que afetam os processos demográficos e ecológicos das espécies arbóreas no ecossistema. Uma abordagem experimental é apresentada.

O sétimo capítulo aborda aspectos dendrocronológicos, com o tema: idade e dendrocronologia em árvores nativas de araucária, cedro e imbuia no sul do Brasil.

No oitavo capítulo é focado o tema mudanças climáticas e sequestro de carbono, ilustrando-se com informações acerca da capacidade de fixação de carbono pelas Florestas com Araucária.

O nono capítulo estende o oitavo, com o tema: estoque de carbono e geração de serviços ambientais na Floresta com Araucária.

O décimo capítulo apresenta métodos de controle da espécie uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunb.) na Floresta Ombrófila Mista, uma espécie exótica trazida da Ásia e cultivada no Brasil, mas que tem grande potencial invasor.

No décimo primeiro capítulo foram apresentadas aplicações do sensoriamento remoto na estimativa de biomassa e carbono florestal, sendo apresentado um estudo de caso desenvolvido na Floresta Ombrófila Mista com o uso de dados ópticos de média resolução espacial.

O décimo segundo e último capítulo trata das trocas de CO<sub>2</sub> na Floresta com Araucária a partir de dados micrometeorológicos, com base em uma torre de fluxo instalada em uma das áreas experimentais do PELD Sítio 9.

O objetivo deste livro é difundir esses conhecimentos aos mais diferentes perfis de leitor, trazendo informação científica respaldada por uma grande e qualificada equipe de pesquisadores.

Boa leitura!

## **CAPÍTULO 1**

**PROGRAMA DE PESQUISAS  
ECOLÓGICAS DE LONGA DURAÇÃO  
E O SÍTIO ELFA: FLORESTA COM  
ARAUCÁRIA E TRANSIÇÕES**

Autores:

**Carlos Roberto Sanquetta**

**Ana Paula Dalla Corte**

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

O Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) é uma iniciativa pioneira de financiamento de pesquisa em longo prazo no país, que vem sendo executada sob a responsabilidade do CNPq desde 1997. Tem como foco o apoio a sítios de pesquisa permanentes em diversos biomas e ecossistemas do país, integrados em rede para o desenvolvimento e o acompanhamento de pesquisas ecológicas de longa duração, com o objetivo de obter informações relevantes sobre aspectos fundamentais para a Conservação da Biodiversidade e Uso Sustentável dos Recursos Naturais dos ecossistemas brasileiros.

Desde o início do Programa, já foram lançados três editais e atualmente existem 28 sítios de pesquisa em funcionamento, distribuídos pelo conjunto dos biomas brasileiros. O PELD vem se destacando no cenário da pesquisa em ecologia no país pela sua relevância na formação de recursos humanos e na consolidação de sítios e equipes de pesquisa com abordagem de longa duração.

Os sítios do CNPq atualmente e seus pesquisadores responsáveis são os seguintes:

- **ABRS – PELD Abrolhos/Gilberto Menezes Amado Filho/JBRJ**

Contato – gilbertoamado@pq.cnpq.br

O projeto visa o monitoramento do maior e mais importante complexo recifal do país, abordando questões teóricas e aplicadas sobre sua dinâmica e manejo, gerando assim subsídios para a formulação de políticas públicas. Através da estratégia de uso compartilhado de informações e da agregação de conhecimentos complementares, desde genética e oceanografia química até biologia pesqueira e ecologia, busca-se produzir resultados e produtos de maior impacto, dos pontos de vista científico e sócio-ambiental.

- **AGCV – Cerrados da APA Gama e Cabeça de Veado-DF/Emerson Monteiro Vieira/UnB**

Contato – emerson@pq.cnpq.br – <http://www.peld.unb.br/>

Compreende três áreas de preservação da APA Gama e Cabeça de Veado: Reserva Ecológica do IBGE, Fazenda Experimental Água Limpa da UnB e Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília. Os estudos abordam temas relacionados à conservação e uso da biodiversidade e recursos naturais do Cerrado, como Diversidade e dinâmica temporal de ecossistemas terrestres e aquáticos e determinantes ambientais; Funcionamento e processos ecossistêmicos em ambientes terrestres e aquáticos e Alterações de sistemas naturais: áreas degradadas, deposição de nutrientes e invasão biológica.

- **MAUA – Áreas Úmidas Amazônicas/Maria Teresa Fernandez Piedade/INPA**

Contato – maitepp@pq.cnpq.br

Visa gerar e disponibilizar informações científicas sobre a reação da biota das áreas úmidas Amazônicas frente à alternância anual entre fase terrestre e aquática. As mudanças climáticas prognosticadas afetarão severamente as áreas úmidas amazônicas, colocando em risco sua integridade ecológica e biodiversidade. As áreas de estudo abrangem gradientes ambientais no igapó no PARNA Jaú e na campina da RDS Uatumã, e transições para ecossistemas adjacentes.

- **BROA - Ecossistemas lacustres da Represa do Lobo/Broa-SP/José Galizia Tundisi/IEGA**

Contato – tundisi@pq.cnpq.br

A área vem sendo estudada desde 1971, tendo 42 anos de pesquisas ininterruptas, e conta com financiamento do CNPq desde 2009. O ecossistema encontra-se bem caracterizado em seus mecanismos de funcionamento, interações climatologia-hidrologia, produtividade primária e ciclos biogeoquímicos. Os estudos sobre a distribuição espacial e temporal da biodiversidade prosseguem, e os estudos sobre valoração de serviços ecossistêmicos foram iniciados. Desenvolveu-se o monitoramento em

tempo real e a metodologia para determinação de gases de efeito estufa. Na área de extensão/divulgação, destaca-se o projeto Escola da Água, que será disponibilizado para 250 municípios, atingindo 10 milhões de pessoas.

- **CDIA - Ecossistemas na Chapada Diamantina-BA/Gilberto Mendonça Santos/UEFS**

Contato - gilberto.santos@pq.cnpq.br

O projeto foca nos padrões de funcionamento dos ecossistemas e impactos causados pelas perturbações antrópicas e mudanças globais. Os temas abordados envolvem a conservação da diversidade biológica, a dinâmica de populações e organização de comunidades e ecossistemas, os padrões e frequência de perturbações naturais e impactos antrópicos e seus efeitos sobre populações, comunidades e ecossistemas, a restauração de ecossistemas, a ecologia de espécies invasoras e eco-hidrologia, a eco-epidemiologia e finalmente a valoração de serviços ambientais.

- **CPO – Serra de Caiapó/Frederico Augusto Guimarães Guilherme/UFG**

Contato – fredericoagg@pq.cnpq.br

Compreende estudo no Cerrado das Bacias do Araguaia e Parnaíba em GO. A APA do Encantado localiza-se no complexo da Serra do Caiapó, às margens do Rio Araguaia, e tem várias fisionomias do Cerrado ainda preservadas. Já os remanescentes florestais de Itajá se inserem numa região de intenso uso do solo. Apresentam relevância no que se refere aos mananciais hídricos, além de manejo e conservação da biodiversidade, baseado em critérios de vulnerabilidade e insubstituibilidade. Propõe-se inventariar, monitorar e gerar um banco de dados sobre flora, fauna e recursos hídricos, e estudar a interação entre espécies e o ambiente dos dois sítios.

- **CRSC - Campos Rupestres da Serra do Cipó-MG/Geraldo Wilson Fernandes/UFMG**

Contato - gw.fernandes@pq.cnpq.br

Quais são os mecanismos ecológicos e os processos evolutivos que geram e mantêm a biodiversidade e os serviços ambientais? Como interagem as forças ecológicas e processos em um mundo cada vez mais modificado e impactado por ações antrópicas? Como conservar espécies, interações e processos no futuro tendo em vista as mudanças climáticas? Responder a estas perguntas é vital se queremos efetivamente contribuir para a conservação integral dos processos e mecanismos que regulam a biodiversidade e serviços ambientais. As pesquisas em desenvolvimento neste Sítio CRSC buscam atender a estes anseios.

- **CSUL - Campos Sulinos dos biomas Pampa e Mata Atlântica – RS/Valerio de Patta Pillar/UFRGS**

Contato - vpillar@pq.cnpq.br

Desenvolve pesquisas em uma série de áreas distribuídas nos campos dos biomas Pampa e Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Sul. Nestas áreas, são avaliados os efeitos de tratamentos de manejo pastoril (ou sua ausência), sobre a biodiversidade de plantas e artrópodes campestres, seus atributos funcionais, e os processos ecossistêmicos de produção e decomposição de biomassa, produção de forragem, e ganho de peso de bovinos. Os dados permitirão testar hipóteses ecológicas relevantes sobre padrões de organização da biodiversidade em termos taxonômicos, filogenéticos e funcionais, e suas relações com o funcionamento de ecossistemas campestres e a produção pecuária.

- **ELFA – Floresta com Araucária e Transições-PR/Carlos Roberto Sanquetta/UFPR**

Contato - sanqueta@pq.cnpq.br - <http://www.peldaraucaria.com.br/>

Dedica-se ao estudo dos processos ecológicos e ao desenvolvimento tecnológico para a conservação e o manejo sustentável da Floresta com Araucária e suas transições. Os processos demográficos da vegetação vêm sendo analisados há mais de 10 anos, por meio de parcelas permanentes monitoradas quase 20 anos. Nos próximos passos, pretende-se utilizar a dendroclimatologia para avaliar o efeito das flutuações climáticas sobre o crescimento de espécies e aprofundar os estudos sobre a dinâmica do estoque de carbono para a floresta e seus produtos.

- **ELPA - Estuário da Lagoa dos Patos – RS/Clarisse Odebrecht/FURG**

Contato - clarisse@pq.cnpq.br - <http://www.peld.furg.br/>

O Estuário da Lagoa dos Patos & Costa Adjacente no extremo sul do Brasil serve de berçário para várias espécies, apresenta alta produtividade biológica e ao mesmo tempo abriga um importante porto e atividades industriais e de pesca. Estudos de longo prazo são conduzidos com o objetivo de avaliar as variações na biota aquática em resposta aos fenômenos climáticos e ação humana. Ambos os fatores afetam significativamente a hidrodinâmica e características físico-químicas da água, com alterações na fauna e flora deste ecossistema, repercutindo em seu funcionamento ecológico e nas atividades sócio-econômicas na região.

- **FGAF – Gradiente Funcional da Floresta Ombrófila Densa Atlântica/Carlos Joly/UNICAMP**

Contato – carlos.joly@pq.cnpq.br

O sítio de pesquisa está localizado em quatro Núcleos do Parque Estadual da Serra do Mar/PESM – Caraguatatuba, Cunha, Picinguaba e Santa Virginia. O projeto visa abordar algumas questões científicas relacionadas à estrutura e dinâmica do componente arbóreo, como a importância da situação da área no relevo (topografia, vertente, etc...), sequestro x emissão de carbono ao longo do gradiente altitudinal e o efeito da deposição de compostos nitrogenados sobre o crescimento das espécies

arbóreas. A proposta busca ainda definir formas de manejo do fruto de *Euterpe edulis* como forma de aumentar a renda de populações no entorno de Unidades de Conservação.

- **FNC – Floresta Nacional de Caxiuanã-PA/Leandro Valle Ferreira/MPEG**

Contato - leandro.ferreira@pq.cnpq.br

Tem como objetivo realizar pesquisas que visem à ampliação do conhecimento taxonômico e ecológico na Amazônia Oriental, promovendo o fortalecimento da formação dos recursos humanos, além de subsidiar a inclusão das populações que vivem na Floresta Nacional de Caxiuanã sobre a importância da biodiversidade no seu cotidiano. Diversos estudos estão sendo realizados em parceria com quatro grandes projetos: *Tropical Ecology Assessment and Monitoring* (TEAM), Rede Amazônica de Inventários Florestais (RAINFOR), Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) e Estudo da Seca da Floresta (ESECAFLOR).

- **IAFA – Impactos Antrópicos na Floresta Amazônica/Flávia Costa/INPA**

Contato - flavia.costa@pq.cnpq.br - <http://peld.inpa.gov.br/>

Tem como foco central avaliar os efeitos antrópicos sobre os ecossistemas da Floresta Amazônica. Para alguns dos componentes críticos do ecossistema, como biomassa arbórea, dinâmica florestal e de liteira, os efeitos de longo prazo destas perturbações já são bem conhecidos. Os estudos prosseguem abordando outros componentes da biodiversidade local, bem como os efeitos de mudanças climáticas sobre estes ambientes, incluindo uma possível sinergia de efeitos entre perturbações locais e mudanças globais sobre os ecossistemas.

- **ILOC – Ilhas Oceânicas/Carlos Eduardo Leite Ferreira/UFF**

Contato – celf@pq.cnpq.br

Os sítios a serem monitorados incluem as quatro ilhas oceânicas brasileiras: o Arquipélago de São Pedro e São Paulo (0°55'N; 29°21'W), o

Atol das Rochas (3°50'S; 33°49'W), o Arquipélago de Fernando de Noronha (3°54'S; 32°25'W) e o Complexo Insular de Trindade de Martin Vaz (20°30'S; 29°05'W). Os componentes bióticos a serem monitorados incluem comunidades de peixes recifais (densidade e biomassa), comunidades bentônicas (% de cobertura), com especial foco em espécies dominantes de corais escleractíneos, além das comunidades planctônicas conjuntamente a dados oceanográficos.

- **JARI - Floresta Amazônica da Região do Jari-PA/Júlio Louzada/UFLA**

Contato - jlouzada@pq.cnpq.br

Está localizado à margem esquerda do Rio Amazonas, compreendendo um total de cerca de 1,7 milhão de hectares. A área pertence às empresas Orsa Florestal e Jari Celulose, que são parceiras do projeto. O objetivo central da proposta é monitorar uma paisagem em mudança antrópica de baixo impacto, como o corte seletivo de árvores, através do estudo dos impactos do manejo florestal sobre a biodiversidade. Busca-se ainda identificar estratégias mitigadoras destes impactos, no intuito de aperfeiçoar as estratégias de manejo.

- **ITA – Rios e riachos costeiros da Bacia do Rio Itanhaém/Antonio Fernando Monteiro Camargo/ UNESP**

Contato – antonio.camargo@pq.cnpq.br

A bacia do rio Itanhaém, litoral sul de São Paulo, possui grande diversidade de características fisiográficas (relevo, vegetação, formações geológicas), de uso e ocupação do solo (áreas protegidas, áreas agrícolas e área urbana) e de tipos de águas (brancas, claras, pretas e salobras). O estudo de diferentes comunidades nos rios e riachos desta bacia propicia a investigação de perguntas cientificamente relevantes tanto do ponto de vista da teoria ecológica como do ponto de vista de manejo de bacias hidrográficas. Espera-se obter séries temporais robustas e contínuas sobre a variação de fatores abióticos e bióticos dos diferentes rios e riachos, e

assim, gerar modelos preditivos que permitirão acompanhar as modificações temporais que ocorrem na bacia.

- **LAG – LAGAMAR/Fernando de Camargo Passos/UFPR**

Contato – fernando.passos@pq.cnpq.br

O sítio LAGAMAR abrange a região litorânea e serrana do Mar do Paraná, compreendendo um complexo de fitofisionomias, que se encontram no maior remanescente de Mata Atlântica do país. Os estudos incluirão: i) compilação de metadados; ii) inventariamento de flora e fauna; iii) estudos de interação beija-flor-planta; iv) estudos de acúmulo e decomposição de serapilheira; vi) inventariamento de macrófitas e peixes, vii) análises de concordância multitaxa e viii) modelagem climática.

- **MAAM – Restauração de Reserva Legal e Mata Ciliar na Mata Atlântica e Amazônica/Ricardo Ribeiro Rodrigues/ USP-ESALQ**

Contato – rrr@pq.cnpq.br

Em uma abordagem multidisciplinar, o sítio baseia-se no conhecimento acumulado sobre a dinâmica de ecossistemas de referência para desenvolver pesquisa em restauração ecológica. O objetivo é de embasar cientificamente políticas públicas, desenvolver novas tecnologias de plantio, monitoramento e métodos que incentivem produtores rurais da Mata Atlântica e Amazônica a conservar florestas nativas em suas propriedades através da geração de renda.

- **MANP – Mata Atlântica do Norte do Paraná/José Marcelo Domingues Torezan/UEL**

Contato – torezan@pq.cnpq.br

A proposta visa monitorar a dinâmica de longo prazo nos fragmentos florestais e a evolução dos reflorestamentos, integrando os resultados num conjunto único de informações sobre paisagem regional da Mata Atlântica. Serão estudados processos ecossistêmicos, comunidades vegetais,

populações de vegetais selecionados, fauna de vertebrados e invertebrados, com o objetivo de melhorar o conhecimento ecológico disponível sobre os padrões e processos vigentes nas paisagens atuais e em escalas de tempo maiores, e assim subsidiar, em tempo real e de forma adaptativa, o manejo das áreas remanescentes e em recuperação.

- **MCF – Mosaico Central Fluminense/Marcus Vinicius Vieira/UFRJ**

Contato – mvvieira@pq.cnpq.br

O site PELD-MCF tem como objetivo determinar efeitos de mudanças climáticas e uso da terra em áreas da Mata Atlântica. Inclui formações vegetais de alta riqueza de espécies, de florestas de baixada e campos de altitude. São abordadas diferentes escalas espaciais e temporais, nos níveis molecular, de organismos, populações, comunidades e ecossistemas. O monitoramento ambiental do gradiente altitudinal e dos remanescentes florestais será seguido por estimativas de conectividade funcional, impacto de represamento e criação do pólo petroquímico COMPERJ.

- **MLRD - Mata Atlântica e Sistema Lacustre do Rio Doce-MG/Francisco Barbosa/UFMG**

Contato - francisco.barbosa@pq.cnpq.br – <http://www.icb.ufmg.br/peld/ufmg/>

Aborda os processos ecológicos essenciais para a manutenção da biodiversidade local/regional. O projeto é composto de 11 subprojetos em temas específicos, entre os quais se destacam: Diversidade e estrutura espacial de espécies arbóreas da Mata Atlântica; Caracterização do processo de invasão de peixes e seus impactos sobre a comunidade nativa; Ciclagem de nutrientes e metabolismo do carbono; Uso de sistema de informação geográfica na avaliação dos efeitos das perturbações antrópicas; Ecotoxicologia; Educação ambiental.

- **PEBG - Baía de Guanabara/Jean Louis Valentin/UFRJ**

Contato - [jean@pq.cnpq.br](mailto:jean@pq.cnpq.br) - <http://www.lncc.br/peldguanabara>

Os processos que regem o funcionamento do ecossistema da Baía de Guanabara são complexos. Nas últimas décadas, dados ambientais, de flora e fauna foram adquiridos de maneira descontínua. A implantação deste sítio veio solucionar este problema, propiciando um meio de alcançar um conhecimento suficiente da variabilidade dos sistemas e sua evolução frente às diversas agressões antrópicas, sejam elas de curto prazo (impacto agudo de poluentes, do tipo derrame), médio prazo (ação crônica dos efluentes domésticos e industriais), ou longo prazo (aquecimento global).

- **PEPA – Pesquisa Ecológica no Pantanal Norte-MT/Jerry Magno Ferreira Penha/UFMT**

Contato – [jerry@pq.cnpq.br](mailto:jerry@pq.cnpq.br) – <http://solos.ufmt.br/peld/pagina/>

O foco dos estudos é a compreensão da dinâmica da paisagem do Pantanal, assim como as principais forças envolvidas nesse processo. As alterações de paisagem são influenciadas pela dinâmica das comunidades biológicas, dinâmica hidrológica, complexidade do meio físico, mas, sobretudo pelo manejo humano ao longo dos séculos de ocupação. A continuidade das ações do PELD sítio 12 pode ajudar a sociedade a identificar as questões mais urgentes e definir ações que permitam conciliar o desenvolvimento humano da área com a conservação das características naturais desse sistema.

- **PIAP – Planície de inundação do alto Rio Paraná-PR/Liliana Rodrigues/UEM**

Contato – [lrodrigues@nupelia.uem.br](mailto:lrodrigues@nupelia.uem.br) – <http://www.peld.uem.br>

Localiza-se em um dos últimos remanescentes livres de barramento do Rio Paraná em território brasileiro. Neste trecho, existe uma extensa planície

de inundação com um rico mosaico de habitats, de elevada diversidade biológica, onde foram criadas três unidades de conservação: a APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, o Parque Estadual do Ivinheima e o Parque Nacional de Ilha Grande. A equipe do sítio vem trabalhando, desde 1999, na geração de conhecimento sobre a estrutura e funcionamento da Planície de inundação do alto Rio Paraná, como subsídio à gestão eficiente destas áreas.

- **PNCA – Parque Nacional do Catimbau – PE/Marcelo Tabarelli/UFPE**

Contato – marcelo.tabarelli@pq.cnpq.br

O projeto visa examinar como perturbações antrópicas e mudanças no regime de precipitação afetam a biota da Caatinga em diferentes níveis de organização biológica – de população a ecossistemas – tendo como referencia teórica algumas macrotendências já documentadas nos trópicos. O projeto será desenvolvido no Parque Nacional do Catimbau, um polígono de 70.000 ha, no agreste de Pernambuco, uma das mais importantes unidades de conservação da Caatinga.

- **PNE – Cerrado do Parque Nacional das Emas-GO/Rogério Pereira Bastos/UFMG**

Contato – rogerio.bastos@pq.cnpq.br

O projeto enfoca os temas da persistência, concordância espacial e temporal de comunidades e grupos substitutos. São estudados sete grupos definidos por taxonomia: Ácaros, Mariposas Arctiidae, Peixes, Anfíbios, Aves, Morcegos e Angiospermas. Também estão sendo desenvolvidos estudos sobre produção primária terrestre, decomposição de matéria vegetal e atividades de divulgação científica e educação ambiental.

- **PNSB – Parque Nacional da Serra da Bodoquena/Franco Leandro de Souza/UFMS**

Contato – flsouza@pq.cnpq.br

O projeto está sendo desenvolvido no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, uma das áreas cársticas mais importantes da região Neotropical. O principal foco do projeto é entender padrões de biodiversidade e processos subjacentes em longa duração, particularmente de diversidade funcional, filogenética e de interações. O PELD Serra da Bodoquena também envolve uma ampla rede de colaboradores com o objetivo de contribuir para gestão e conservação da biodiversidade regional.

- **RECA – Ressurgência de Cabo Frio/Ricardo Coutinho/IEPAM**

Contato – ricardo.coutinho@pq.cnpq.br

O projeto visa estudar os processos estruturadores do funcionamento desse ecossistema, com ênfase nos distúrbios antrópicos e naturais, combinando medições e experimentos pontuais e contínuos, na Reserva Extrativista Marinha de Ressurgência de Cabo Frio, área de grande importância ambiental, geográfica e econômica que vem sendo estudada há mais de trinta anos. A implantação do sítio PELD permitirá o monitoramento contínuo e a integração das pesquisas para compreender o funcionamento desse importante ecossistema nos compartimentos pelágicos e bentônicos de forma a identificar, entender e prever mudanças locais e globais como decorrência dos impactos antrópicos e naturais.

- **RLaC - Restingas e lagoas costeiras do norte fluminense-RJ / Francisco Esteves/UFRJ**

Contato - festeves@pq.cnpq.br - <http://www.peld.biologia.ufrj.br/>

Tem por objetivo central avaliar o histórico da influência das mudanças ambientais globais na ciclagem do carbono e na diversidade biológica em ecossistemas costeiros e as interferências antrópicas atuais e locais nesta relação. Nesta proposta, é particularmente relevante o caráter de estudo ecossistêmico, isto é, a integração dos estudos de ciclagem de nutrientes com organismos de diversos níveis de complexidade/suscetibilidade a

variações nas condições ambientais e capacidade de dispersão nos ambientes aquáticos e terrestres.

A localização dos sítios do PELD é mostrada na Figura 1.

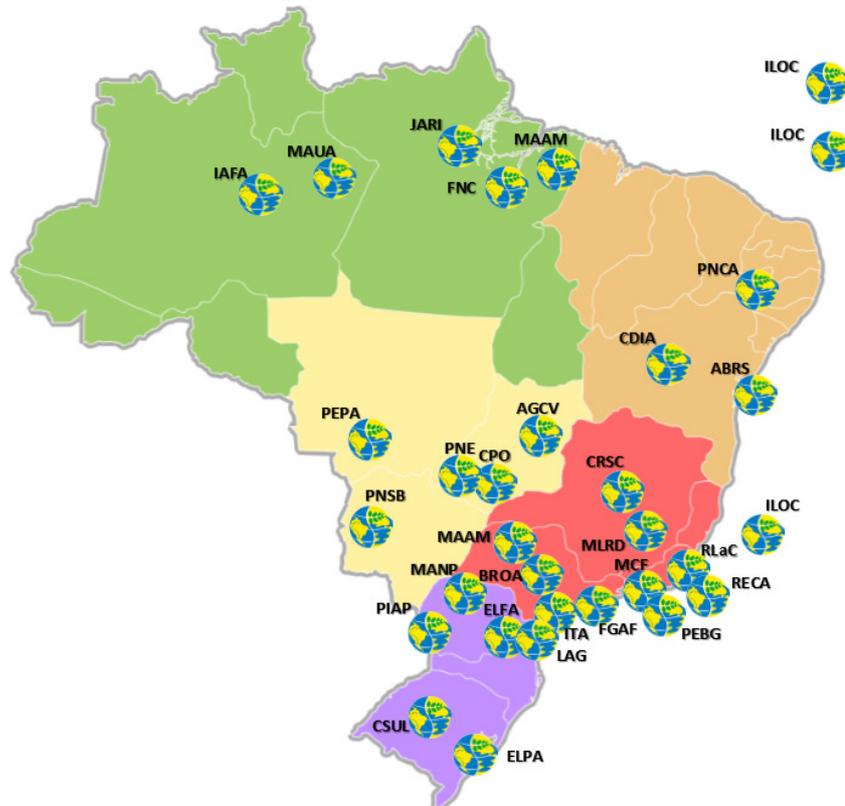


Figura 1: Sítio PELD por região do Brasil

O Sítio ELFA é uma unidade do PELD voltada ao estudo científico dos processos ecológicos e ao desenvolvimento tecnológico para a conservação e o manejo sustentável da Floresta com Araucária e suas transições. É executado em conjunto pelas seguintes instituições:

- Universidade Federal do Paraná – UFPR, Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta – coordenador
- Universidade Estadual do Centro-Oeste – UNICENTRO, Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho – vice-coordenador

A unidade ecológica funcional do Sítio ELFA é a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, a qual está representada por amostragens em seis unidades de pesquisa a seguir descritas na Tabela 1.

Tabela 1: Descrição das áreas do PELD Sítio ELFA

Nome	Ecossistema	Localização	Área (ha)	Propriedade
Estação Experimental de São João do Triunfo	FOMM	São João do Triunfo – PR	32	Pública
Floresta Nacional de Irati	FOMM	Irati – PR	3.495	Pública
Floresta Nacional de Três Barras	FOMM	Três Barras – SC	4.458	Pública
Parque Estadual das Araucárias	FOMM	General Carneiro, Bituruna e Coronel Domingos Soares – PR	1.000	Pública
Faxinais	FOMM	Rebouças e Turvo – PR	Diversas	Privadas
Capão da Engenharia Florestal	FOMM	Curitiba – PR	15,4	Pública
Capão da Superintendência Regional da Polícia Federal	FOMM	Curitiba – PR	1,4	Pública

FOMM: Floresta Ombrófila Mista Montana

Cabe destacar ainda que quase todas as áreas aqui propostas se encontram dentro da classe de Extremamente Alta ou Muito Alta Prioridade de Conservação conforme a publicação do PROBIO do Ministério do Meio Ambiente intitulada: Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira.



## **CAPÍTULO 2**

# **FLORESTA COM ARAUCÁRIA E SUAS TRANSIÇÕES**

Autores:

**Carlos Roberto Sanquetta**

**Ana Paula Dalla Corte**

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

## 1. A ORIGEM E DISTRIBUIÇÃO DO GÊNERO *ARAUCARIA*

A araucária (*Araucaria angustifolia* Bertol. Kuntze) é a árvore típica do planalto meridional brasileiro, sendo considerada a conífera de maior expressão da flora nacional. Quanto à classificação taxonômica, a espécie pertence à Ordem Coniferae, Classe Coniferopsida, e Família Araucariaceae.

A origem das coníferas remonta ao período Devoniano Inferior (416 – 397 milhões de anos atrás), evoluindo a partir de espécies primitivas conhecidas como progymnospermas (Owens et al., 1998). Tais formas de vida já apresentavam a formação de madeira como nas coníferas atuais, no entanto, sua reprodução ainda era semelhante a das pteridófitas, sem a produção de sementes (Marshall, 1996).

Durante o Carbonífero houve o desenvolvimento de gimnospermas primitivas, as *Cordaites*, de hábito arbustivo e arbóreo com presença de ramos férteis, que apresentaram uma ampla distribuição pela Terra, ocupando uma variedade de nichos ecológicos (Zodrow et al., 2003).

Dessas plantas descendem as gimnospermas atuais. O estróbilo feminino dos atuais pinheiros constitui simplesmente um ramo fértil modificado de uma cordáita. Durante o processo de evolução, o ramo sofreu uma redução em comprimento e tornou-se mais compacto, de modo a formar o estróbilo (Sanquetta e Mattei, 2006).

No final do Permiano, os eventos de extinção característicos deste período promoveram redução na diversidade de plantas e gradual avanço de espécies de hábito herbáceo em detrimento das formas primitivas de gimnospermas (Hochuli et al., 2010).

A partir desta fase de extinções em massa, no limite entre o Permiano e o Triássico, é que se deu origem às primeiras coníferas de grande porte (Kunzmann, 2007), assumindo importância tal qual a dos dinossauros, seus contemporâneos durante o Mesozóico (Dutra e Stranz, 2009).

Atualmente as coníferas existentes são agrupadas em sete famílias, listadas por ordem de origem: Podocarpaceae; Araucariaceae; Cupressaceae; Taxodiaceae; Taxaceae; Pinaceae e Cephalotaxaceae (Owens, 1998). Tais famílias, com exceção da Taxaceae, tiveram origem a partir das Lebacháceas do Paleozóico Inferior e das Voltziáceas do Mesozóico (Miller, 1982).

Juntamente com Podocarpaceae, a família Araucariaceae tem sido reconhecida, com base em estudos paleobotânicos, como a mais primitiva entre as famílias de coníferas, diferenciando-se das demais, possivelmente, a partir do período Triássico Inferior (Stockey, 1994). A Araucariaceae esteve distribuída praticamente por todo o mundo durante a Era Mesozóica, mas desde o período Paleogeno (Paleoceno Médio), esta família teve sua distribuição restrita ao hemisfério sul, com pequenas extensões no hemisfério norte, localizadas no sudeste asiático. Tal redução na distribuição da família ao redor do mundo deve-se principalmente às mudanças climáticas e desenvolvimento das angiospermas como competidoras, além de certa influência do impacto de um meteorito no período de transição entre o Cretáceo e o Paleogeno (Kunzmann, 2007).

Atualmente, a família Araucariaceae é composta por três gêneros: *Agathis*, *Araucaria* e *Wollemia*, compreendendo 41 espécies e uma variedade (Farjon, 2001). O gênero *Araucaria*, diferentemente dos demais gêneros de Araucariaceae que se concentram na Oceania, apresenta-se distribuído descontinuamente com a maioria das espécies ocorrendo na ecozona Australásica (Austrália, Nova Guiné, Nova Caledônia e Ilha de Norfolk), e com duas espécies distribuídas na América do Sul. Tal disjunção constitui-se em um elemento relictual do supercontinente Gondwana (Kunzmann, 2007), que compreendia a maior parte das zonas de terra firme do hemisfério sul da atualidade. A Figura 1 demonstra a distribuição atual do gênero *Araucaria* pelo mundo.

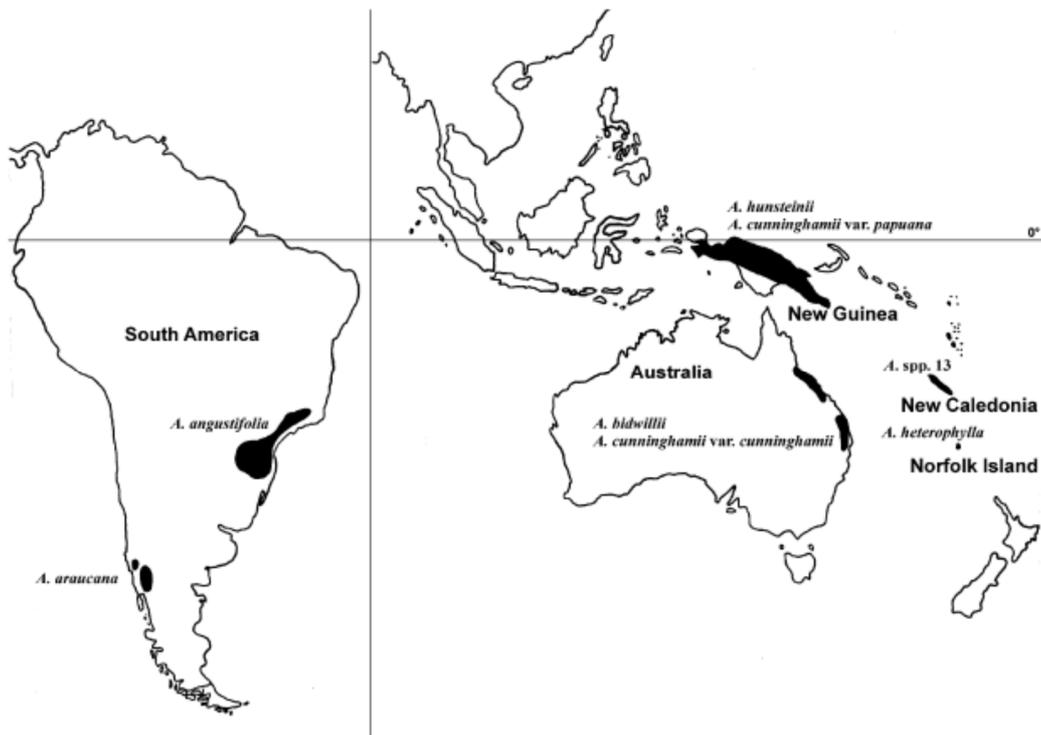


Figura 1: Distribuição atual do gênero *Araucaria* no mundo (Fonte: Kunzmann, 2007).

O gênero *Araucaria* apresenta atualmente 19 espécies conhecidas (Kunzmann, 2007). A região da Nova Caledônia na Oceania é a que apresenta a maior diversidade, com 13 espécies de *Araucaria* endêmicas, enquanto as demais regiões apresentam entre uma ou duas espécies (Farjon, 2001). Tal distribuição intercontinental do gênero e adaptação a distintas condições ambientais faz com que *Araucaria* apresente a maior amplitude ecológica entre as Araucariáceas, ocorrendo em regiões de florestas tropicais e subtropicais na Malásia, em maquis na Nova Caledônia e em regiões temperadas e subtropicais na América do Sul onde se associa a espécies de folhosas (Enright e Hill, 1995), como ocorre na Floresta com Araucária no Sul do Brasil.

No Brasil, a espécie *Araucaria angustifolia* é a única representante da família Araucariaceae na flora autóctone brasileira (Marchiori, 1996). Sua área de distribuição natural, segundo Lamprecht (1990), restringe-se quase exclusivamente aos Estados do sul do Brasil: Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Seu limite meridional é o Rio Grande do Sul, o limite oriental é o divisor de águas da Serra do Mar, o limite setentrional é o Vale do Rio Doce

(18°N) e o limite ocidental é a província de Misiones na Argentina. O limite inferior de altitude situa-se na floresta serrana do sul do Brasil, a 500-600 m sobre o nível do mar. À medida que se avança para o norte, o limite inferior vai subindo até chegar ao extremo ponto setentrional na Serra da Mantiqueira a uma altitude de 1.200-1.800 m.

## **2. ORIGENS E DISTRIBUIÇÃO ATUAL DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO BRASIL**

No Brasil, a Floresta com Araucária recebe a denominação de Floresta Ombrófila Mista, adotada pelo IBGE (1992). Tal nomenclatura emprega o termo Ombrófila às formações características de ambientes úmidos, enquanto o termo “Mista” refere-se à origem geológica da formação, que é composta tanto de espécies originárias das regiões que hoje são respectivamente a Oceania e a África. Assim, tem-se uma floresta dita geologicamente mista, formada de elementos da flora de distintas origens: a araucária da Oceania e a maioria das folhosas da África (Sanquetta e Mattei, 2006).

A distribuição da Floresta com Araucária sobre o sul do Brasil tem sua origem a partir do Holoceno, após o final da Era Glacial (Iriarte e Behling, 2007). Durante a última glaciação a vegetação campestre era dominante no planalto sul brasileiro, com presença de *Araucaria angustifolia* e espécies correlatas apenas em vales profundos e protegidos, sugerindo condições de clima frio e seco. Em meados do Holoceno os campos ainda eram predominantes, embora com algumas alterações florísticas que indicam um clima mais quente e seco (Behling, 1997).

No período entre 4480 e 1410 anos antes do presente (ap), o clima na região tornou-se úmido, permitindo o avanço da Floresta com Araucária a partir dos vales e corpos d’água no período. Entre 1410 e 900 anos ap o clima tornou-se ainda mais úmido, com menor sazonalidade, resultando na substituição gradual dos campos pela Floresta com Araucária (Iriarte e Behling, 2007).

A expansão da Floresta com Araucária no sul do Brasil tem seu registro mais antigo no Rio Grande do Sul, há cerca de 4480 anos ap (Behling et al.,

2004), seguida pelos registros de Santa Catarina, onde esta formação passou a expandir-se há cerca de 3760 ap (Behling, 1995; Ledru et al., 1998), e finalmente no Paraná, por volta de 2980 ap (Behling, 1997).

Originalmente no Brasil, a Floresta com Araucária cobria uma superfície de cerca de 200.000 km<sup>2</sup>, ocorrendo no Paraná (40% de sua superfície), Santa Catarina (31%) e Rio Grande do Sul (25%) e em manchas esparsas no sul de São Paulo (3%), internando-se até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%) (Carvalho, 1994).

A FOM destaca-se por constituir uma formação florestal de grande potencial cênico, com predominância de *Araucaria angustifolia*, espécie que ocorre com elevada frequência e com indivíduos de grande porte e de madeira de boa qualidade, o que tornou a araucária alvo de intensa exploração madeireira, reduzindo drasticamente sua área de ocorrência natural (Medeiros et al., 2005).

Segundo Rambo (1956), a distribuição natural da araucária ocorre exclusivamente em altitudes entre 500 m a pouco mais de 1000 m, ocorrendo em altitudes inferiores com raridade, em manchas ocasionais. Altitudes variando entre 500 e 800 m enquadram-se na formação Montana, regiões que se caracterizam fisicamente por um clima sem época seca, porém com um período frio curto ou ausente e período quente longo. Por outro lado, as altitudes superiores aos 800 m, são consideradas como áreas mais típicas e representativas da Floresta Ombrófila Mista, visto que o seu clima é mais frio e com maiores índices de geadas. Caracteriza-se também pela ausência de período seco e ocorrência de longo período frio, com período quente curto ou ausente.

Atualmente, a área total da FOM, segundo Sanquetta (2004), é de cerca de 2,7 milhões de hectares, o que representa aproximadamente 24% em relação à área total original. Isto quer dizer que cerca de ¼ da área da Floresta com Araucária remanesce nos dias de hoje. Assim, conforme o autor, na FOM as classes tipológicas se configuram atualmente em: estágio inicial - 11,0%; estágio médio - 11,4%; estágio avançado - 1,3%. Portanto, cerca de 12,7% da

superfície desse ecossistema referem-se a florestas relativamente bem conservadas e que estão impedidas legalmente de desmatamento devido aos seus atributos ecológicos relevantes.

Conforme Klein (1960), a ocorrência desta formação florestal se dá em agrupamentos densos, sobretudo nas partes leste e central do Planalto sul do Brasil, também ocorrendo como ilhas esparsas ao sul do estado de São Paulo e ainda na província de Misiones na Argentina. A espécie *Araucaria angustifolia* e os refúgios da FOM têm seu limite norte na serra do Caparaó, entre os limites dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, sendo, provavelmente, remanescentes de uma cobertura maior desta floresta em períodos climáticos favoráveis do Quaternário (IBGE, 1992).

A FOM assemelha-se às demais florestas do Brasil por apresentar dossel bastante elevado, diferenciando-se basicamente pela presença da *Araucaria angustifolia*, que é a maior das árvores do sul do Brasil, associada a espécies que ocupam o estrato inferior da floresta como *Cedrella fissilis* Vell., *Cupania vernalis* Camb., *Apuleia leiocarpa* (Vog.) Macbr, *Paraptadenia rigida* (Benth.) Brenan, além de muitas espécies de Mirtáceas e outras (Lindman e Ferri, 1974).

De acordo com Klein (1960), a vegetação da região da araucária não constitui, uma formação homogênea e contínua, sendo formada por múltiplas associações e agrupamentos, que se encontram nos mais variados estágios de sucessão. Para o autor, os estágios sucessionais e associações ocorrentes na Floresta com Araucária são: a) araucária e campo; b) araucária e formações pioneiras; c) araucária e *Ocotea pulchella*; d) araucária e *Ocotea porosa*; e) araucária e "Mata pluvial".

Conforme classificação do IBGE (1992), a Floresta Ombrófila Mista pode ser subdividida nas formações: Aluvial, presente especialmente nos terraços antigos ao longo dos rios; Submontana, ocorrente em altitudes entre 50 m até 400 m; Montana de 400m até aproximadamente 1.000 m de altitude; e Altomontana, situada a mais de 1.000 m de altitude.

## 2.1 Floresta Ombrófila Mista Aluvial

Esta formação florestal ocupa sempre os terrenos de encostas dos rios situados nas serras costeiras voltadas para o interior ou dos planaltos dominados por *Araucaria angustifolia*, associada à fitofisionomias que variam de acordo com a altitude (IBGE, 1992). É uma formação caracterizada por um pequeno número de espécies seletivas, adaptadas a se desenvolver nos solos aluviais altamente higromórficos e sujeitos a periódicas enchentes, existentes ao longo dos rios do planalto sul-brasileiro (Klein, 1984).

A Floresta Ombrófila Mista Aluvial ocorre geralmente em áreas que apresentam dificuldades de drenagem, dificultando o escoamento dos grandes volumes de água característicos das regiões ombrófilas. As formações aluviais estão relacionadas à existência de largos vales de transbordamento dos rios. Estas planícies apresentam dois tipos fundamentais de ambientes: os menos hidromórficos, com solo melhor estruturado, provido de cobertura florestal, e os ambientes encharcados, colonizados por formações pioneiras. No caso em que se desenvolvem cobertura florestal, geralmente esta é constituída por espécies arbóreas e sub-arbóreas adaptadas a certo grau de hidromorfismo (Leite, 1994).

Barddal et al. (2004), em estudos na Floresta Ombrófila Mista Aluvial, encontraram a predominância da espécie *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs no dossel da floresta, e no sub-bosque a espécie *Allophylus edulis* (A.St.-Hil., Cambess. e A. Juss.) Radkl. foi a dominante, associada a espécies como *Myrciaria tenella* (DC.) Berg, *Daphnopsis racemosa* Griseb., *Sebastiania commersoniana* (Baillon), *Guettarda uruguayensis* Cham. & Schltdl., *Eugenia uniflora* L. e *Myrrhinium atropurpureum* Schott.

De acordo com Leite (1994), na Floresta Ombrófila Mista Aluvial existem espécies arbustivas e arbóreas que têm certa capacidade adaptativa aos regimes de hidromorfia dos solos, destacando-se *Sebastiania commersoniana*, *Syagrus romanzoffiana*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Erythrina crista-galli*, *Vitex megapotamica*, *Luehea divaricata* e *Salix humboldtiana*. Nos estratos inferiores

são comuns *Calyptanthes concinna*, *Myrceugenia euosma* e *Schinus terebinthifolius*.

## 2.2 Floresta Ombrófila Mista Submontana

A Floresta Ombrófila Mista Submontana é quase inexistente atualmente, sendo representada por pequenos fragmentos onde indivíduos de *Araucaria angustifolia* são encontrados apenas em estratos dominados. Portanto, os remanescentes dessa tipologia constituem-se em fragmentos de floresta secundária com presença rara de indivíduos de araucária (IBGE, 1992). Tais características levaram ao desenvolvimento de poucos estudos nestas regiões.

## 2.3 Floresta Ombrófila Mista Montana

Esta formação encontra-se atualmente restrita a poucas reservas particulares e no Parque Nacional do Iguaçu. Originalmente, ocupava quase que todo o planalto acima dos 500 m de altitude nos estados do sul do Brasil (IBGE, 1992).

De acordo com Roderjan et al. (2002) nesta formação *Araucaria angustifolia* forma um estrato dominante e contínuo acima de 30 metros de altura, podendo ocorrer indivíduos emergentes acima de 40 metros. Diferentes espécies ocorrem associadas, onde são comuns: *Ocotea porosa* (Nees & C. Mart.) Barroso, *O. puberula* (Rich.) Nees, *O. pulchella* (Lauraceae), *Capsicodendron dinisii* (Schwacke) Occhioni (Canellaceae), *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (Asteraceae), *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Eichler (Podocarpaceae), *Ilex paraguariensis* St.Hil. (Aquifoliaceae), *Cedrela fissilis* Vellozo (Meliaceae), *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg (Myrtaceae), *Matayba elaeagnoides* Radlk. (Sapindaceae), *Sloanea lasiocoma* K. Schum. (Elaeocarpaceae), *Luehea divaricata* Mart. (Tiliaceae) e *Mimosa scabrella* Benth. (Fabaceae).

Importantes pesquisas foram desenvolvidas em remanescentes desta tipologia, contemplando os aspectos florísticos e estruturais, bem como a dinâmica destes remanescentes (Longhi, 1980; Pizzato, 1999; Durigan, 1999; Schaaf, 2001; Sanquetta et al., 2003; Rode, 2008; Stepka, 2008; Sawczuk,

2009; Figueiredo Filho et al., 2010; Mognon, 2011; Cubas, 2011; Roik, 2012). Com base em trabalhos como estes pode-se observar a variabilidade apresentada por essa tipologia, tanto quanto ao número de espécies, quanto as características estruturais. Variabilidade esta resultante dos diferentes estágios de conservação observados para estes remanescentes, e até mesmo diferenciação em condições ambientais.

#### **2.4 Floresta Ombrófila Mista Altomontana**

A Floresta Ombrófila Mista Altomontana tem distribuição em pequenos núcleos nos pontos mais altos da Serra Geral catarinense e apresenta grande número de espécies endêmicas, como as espécies das famílias Berberidaceae, Cunoniaceae, Ericaceae e Winteraceae (Klein, 1978). A composição, a estrutura e o comportamento desta vegetação não são suficientemente conhecidos, o que para Girardi e Kampf (1978) gera maior dificuldade na realização de estudos ecológicos. Segundo Roderjan et al. (2003), estudos da Floresta Ombrófila Mista formação Altomontana são raros e/ou superficiais, sendo quase totalmente desconhecidos pela ciência.

#### **REFERÊNCIAS**

Barddal, M. L.; Roderjan, C. V.; Galvão, F.; Curcio, G. R. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 2, p. 37-50, 2004.

Behling, H. Investigations into the Late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (SC Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 4, p.127–152, 1995.

Behling, H. Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 97, n. 1–2, p. 109-121, 1997.

Behling, H.; Pillar, V. D.; Orlóci, L.; Bauermann, S. G. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul

core in southern Brazil, **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, n. 3–4, p. 277-297, 2004.

Carvalho, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras**: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Colombo: EMBRAPA, 1994. 640p.

Cubas, R. **Florística, estrutura e dinâmica em uma Floresta Ombrófila Mista no norte do estado de Santa Catarina**. 2011. 148f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Irati, PR.

Durigan, M.E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR**. 1999. 138. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Dutra, T.L.; Stranz, A. Biogeografia, evolução e ecologia da família Araucariaceae: o que mostra a paleontologia. In: Fonseca, C.R., Souza, A.F., Leal-Zanchet, A.M., Dutra, T., Backes, A.; Ganade, G. (eds). **Floresta com Araucária**: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável. Ribeirão Preto: Holos, 2009. 328p.

Enright, N. J.; Hill, R. S. **Ecology of the Southern Conifers**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1995. 352p.

Farjon, A., 2001. **World Checklist and Bibliography of Conifers**. 2 ed. London: The Royal Botanic Gardens, Kew, 2011. 316p.

Figueiredo Filho, A.; Dias, A. N.; Stepka, T. F.; Sawczuk, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010.

Girardi, A. M. e Kampf, A. M. **Composição Botânica dos Campos Naturais das Estações Experimentais da Secretaria da Agricultura**: Etapa 2. Anuário Técnico do IPZFO: Estação Experimental Fitotécnica de Bagé. Porto Alegre, 1978. 203- 233 p.

Hochuli, P. A., Hermann, E., Vigran, J.O., Bucher, H.; Weissert, H. Rapid demise and recovery of plant ecosystems across the end-Permian extinction event. **Global Planetary Change**, v. 74, p. 144-155, 2010.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 92p

Iriarte, J., Behling, H. The expansion of Araucaria forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. **Environmental Archeology**, v. 12, p.115–127, 2007.

Klein, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v. 36, n. 36, p. 5-54, 1984.

Klein, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro-brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17-48, 1960.

Klein, R. M. **Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina**. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978. 24p.

Kunzmann, L. Araucariaceae (Pinopsida): Aspects in palaeobiogeography and palaeobiodiversity in the Mesozoic. **Zoologischer Anzeiger**, v. 246, p. 257-277, 2007.

Lamprecht, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. GTZ, 1990. 343p.

Ledru, M.P., Salgado-Labouriau, M.L., Lorscheitter, M.L. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr BP. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 99, p. 131–142, 1998.

Leite, P. F. **As diferentes unidades fitogeográficas da região sul do Brasil: proposta de classificação**. Curitiba, 1994. 160 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Lindman, C. A. M; Ferri, M. G. **A vegetação do Rio Grande do Sul**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1974. 377 p.

Longhi, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze no sul do Brasil.** 1980. 220f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Marchiori, J.N.C. **Dendrologia das gimnospermas.** Santa Maria: UFSM, 1996.158 p.

Marshall, J. E. A. *Rhabdosporiteslangii*, *Geminosporalemurata* and *Contagisporitesoptivus*: an origin for heterospory within the progymnosperms. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 93, n. 1–4, p. 159-189,1996.

Medeiros, J. de D.; Savi, M.; Brito, B. F. A. Seleção de área para criação de unidade de conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, v.18, n. 3, p. 33-50. 2005.

Miller Jr. C. N. Current status of paleozoic and mesozoic conifers. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 37, p. 99-114, 1982.

Mognon, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizada no sul do estado do Paraná.** 2011. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Owens, J. N.; Takaso, T.; Runions, C. J. Pollination in conifers. **Trends in Plant Science**, v. 3, n. 12, p. 479-485, 1998.

Pizzato, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR: 1995 a 1998.** Curitiba, 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Rambo, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Selbach, 1956. 456p.

Rode, R. **Avaliação florística e estrutural de uma Floresta Ombrófila Mista e de uma vegetação arbórea estabelecida sob um povoamento de**

***Araucaria angustifolia* de 60 anos.** 2008. 159f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Roderjan, C. V. Diagnóstico da Cobertura Vegetal da Área Proposta para a Construção da PCH São Jerônimo e do Contexto Vegetacional do seu entorno. Curitiba: FUPEF, 2003.

Roderjan, C.V., Galvão, F., Kuniyoshi, S.Y., Hatschbach, G.G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência e Ambiente** v. 24, p. 75–92, 2002.

Roik, M. **Florística, dinâmica e modelagem do incremento diamétrico em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná.** 2012. 120f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Irati, PR.

Sanquetta, C. R. **Os números atuais da cobertura florestal do Paraná.** 2004. 6 p. Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br>>.

Sanquetta, C. R.; Mattei, E. **Perspectivas de recuperação e manejo sustentável das Florestas de Araucária.** Curitiba: Multigraf, 2006. 299p.

Sanquetta, C. R.; Corte, A. P. D.; Einfeld, R. L. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de araucária (*Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze.) no Estado do Paraná. **Revista Ciências Exatas**, Guarapuava-PR, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003.

Sawczuk, A. R. **Florística e estrutura horizontal no período 2002-2008 de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Oeste do estado do Paraná.** 2009. 157f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, PR.

Schaaf, L.B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná.** 2001. 131f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Stepka, T.F. **Modelagem da dinâmica e prognose da estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista por meio de matriz de transição e razão de movimentação**. 2008. 152 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, PR.

Stockey, R.A. Mesozoic Araucariaceae: morphology and systematic relationships. **Journal of Plant Research**, v. 107, p.493–502, 1994.

Zodrow, E. L.; Mastalerz, M.; Simunek, Z. FTIR-derived characteristics of fossil-gymnosperm leaf remains of *Cordaites principalis* and *Cordaites borassifolius*. **International Journal of Coal Geology**, v. 55, p. 95-102, 2003.



## **CAPÍTULO 3**

# **DIVERSIDADE ARBÓREA E ESTRUTURA DAS FLORESTAS COM ARAUCÁRIA SOB O DOMÍNIO DO PELD SÍTIO 9**

Autores:

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

**Francelo Mognon**

**Ana Paula Dalla Corte**

**Carlos Roberto Sanquetta**

## 1. INTRODUÇÃO

A manutenção da diversidade biológica tem sido um assunto recorrente entre as agendas que discutem as questões ambientais ao redor do mundo, levando à criação de mecanismos como a Convenção sobre a Diversidade Biológica que regula e orienta sobre a conservação e uso da biodiversidade em diversos países. Fatos como este demonstram a crescente preocupação governamental e da sociedade em geral com a preservação das espécies, tanto da fauna quanto da flora, tendo em vista o crescimento acelerado do número de espécies extintas e em risco de extinção, dado pelo avanço irracional das atividades humanas.

As florestas cobrem cerca de 30% da superfície continental da Terra e são responsáveis pelo fornecimento de importantes benefícios ambientais e sociais, como alimentos, madeira, água, ciclagem de nutrientes e purificação do ar. As florestas também atuam no controle dos processos erosivos do solo e da desertificação e servem como abrigo para inúmeras espécies (The Rio Conventions, 2012), constituindo-se assim em promotoras e refúgios da biodiversidade global.

A riqueza de espécies arbóreas em um ambiente tem sido relacionada à diversidade de plantas presentes em outros estratos da floresta, e pode, portanto, servir como um indicativo da biodiversidade global do ecossistema (Schmit et al., 2005). Dessa forma, a quantificação da diversidade de espécies pode auxiliar nas estratégias de manejo e conservação de áreas naturais e ainda atuar como ponto de partida em pesquisas que contemplem a ecologia de comunidades (Hellmann e Fowler, 1999).

Os estudos da composição florística, associados à análise estrutural dos ecossistemas florestais assumem, portanto, especial importância tanto em direção à preservação destes ambientes, quanto ao uso racional de seus recursos. A compreensão destes fatores, juntamente com iniciativas apropriadas, garantirão, além da preservação, a promoção de biodiversidade nos ecossistemas florestais, assegurando continuidade aos processos naturais de evolução das espécies.

Diante do exposto, o presente capítulo teve como objetivo descrever a composição florística e estrutura de remanescentes de Floresta com Araucária, com base em trabalhos desenvolvidos nestas áreas, bem como identificar as similaridades florísticas entre os remanescentes considerados.

## **2. METODOLOGIA**

A partir da literatura foram selecionados trabalhos cuja abordagem tratasse da composição florística e estrutura da floresta, desenvolvidos na Floresta com Araucária, em áreas sob a tutela do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD Sítio 9. A súpula dos resultados obtidos em cada área foi reportada.

Com base na lista de espécies dos trabalhos selecionados, elaborou-se uma matriz de presença e ausência de espécies que serviu de base para a análise de agrupamentos. Esta análise visou observar a similaridade entre os trabalhos e as áreas de pesquisa quanto aos resultados da composição florística. O Índice de Similaridade de Jaccard foi utilizado para verificar a consistência dos agrupamentos resultantes. Foram consideradas apenas as espécies devidamente identificadas e a nomenclatura botânica foi propriamente revisada, evitando a ocorrência de sinônimas.

## **3. RESULTADOS**

### **3.1 Diversidade e Estrutura Horizontal: São João do Triunfo**

A área de São João do Triunfo apresenta a maior quantidade de trabalhos desenvolvidos, sendo o trabalho de Longhi (1980) o pioneiro na caracterização da vegetação arbórea da região. Este trabalho consistiu no estudo da composição florística e da estrutura da floresta a partir do uso de índices fitossociológicos.

Para o desenvolvimento de seu trabalho, Longhi (1980) utilizou 9 unidades amostrais de 1 ha cada, favorecendo as áreas com maior quantidade de pinheiros adultos. Nas unidades amostrais foram avaliados os indivíduos com diâmetro a altura do peito (DAP) maior ou igual a 20 cm e observadas as alturas totais e comerciais das árvores, vitalidade, qualidade do fuste, distância

e ângulo entre as árvores. Além da caracterização da estrutura horizontal, o autor descreveu a estrutura volumétrica, vertical e diamétrica da floresta.

Como resultados, o autor avaliou 2.125 árvores, distribuídas em 51 espécies, 36 gêneros e 26 famílias botânicas. Dentre as famílias, *Araucariaceae*, *Aquifoliaceae*, *Lauraceae*, *Sapindaceae*, *Myrtaceae* e *Canellaceae* foram as mais representativas da floresta quanto ao número de indivíduos, compreendendo juntas, um total de 14 gêneros e 23 espécies, o que representa cerca de 90% do total de árvores levantadas.

Conforme o autor, o remanescente florestal apresentou uma ampla heterogeneidade florística, considerando que ocorreram, em média, 1,3 espécies por gênero; 1,7 espécies por família; e 1,4 gêneros por família. Embora tais dados reforcem a característica heterogênea da composição florística local, a floresta apresentou-se dominada por poucas espécies, em especial por *Araucaria angustifolia*, que representou 42% do total de árvores avaliadas.

Dentre as espécies amostradas por Longhi (1980), *Araucaria angustifolia*, *Ilex dumosa*, *Matayba elaeagnoides*, *Capsicodendron dinissii*, *Nectandra grandiflora*, *Ocotea porosa* e *Campomanesia xanthocarpa* foram as que apresentaram maior distribuição sobre o remanescente de São João do Triunfo, ocorrendo em todas as unidades amostrais. Juntas estas espécies representaram 15% do total de espécies encontradas na floresta, entretanto representaram cerca de 80% da densidade total, constituindo-se, portanto, como importantes espécies na estrutura da comunidade arbórea local.

Conforme os resultados do autor, o remanescente avaliado apresentou poucas espécies de elevada frequência, sendo que 13 espécies (*Araucaria angustifolia*, *Ilex dumosa*, *Matayba elaeagnoides*, *Capsicodendron dinissii*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Nectandra grandiflora*, *Ocotea porosa*, *Ilex brevicuspis*, *Lithraea brasiliensis*, *Prunus selowii*, *Eugenia involucrata*, *Myrsine coriacea* e *Ocotea corymbosa*), representaram juntas aproximadamente 78% da frequência total das espécies da floresta. Tal característica indica

variabilidade considerável na composição florística ao longo da área, sendo consequência, possivelmente, das variações nas condições ambientais locais.

A área basal obtida por Longhi (1980), com base no diâmetro de inclusão de 20 cm, foi em média de 23 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, variando de 16 a 32 m<sup>2</sup> por hectare. As sete espécies presentes em todas as parcelas (*Araucaria angustifolia*, *Ilex dumosa*, *Matayba elaeagnoides*, *Capsicodendron dinissi*, *Nectandra grandiflora*, *Ocotea porora* e *Campomanesia xanthocarpa*) representaram juntas, em média, 84,73% da área basal total da floresta, sendo que a araucária apresentou a maior dominância, representando 48,06% do total.

De acordo com o Índice de Valor de Importância (VI), *Araucaria angustifolia* foi a espécie mais importante da floresta, com VI igual a 34,53%, seguida por *Ilex dumosa* (10,98%) e *Matayba elaeagnoides* (9,17%). Portanto, juntas estas três espécies representaram mais da metade da importância total das espécies da floresta (54,68%), consequência dos altos valores de dominância, frequência e densidade.

Schaaf (2001), no ano de 2000 reavaliou as mesmas parcelas estabelecidas por Longhi (1980) em 1979, com o objetivo de estudar a dinâmica da floresta na área de São João do Triunfo. No levantamento de Schaaf foram encontradas 2.202 árvores de 55 espécies, pertencentes a 31 famílias, sendo que Araucariaceae, Lauraceae, Sapindaceae, Myrtaceae, Canellaceae e Aquifoliaceae foram as mais importantes da floresta.

Embora as famílias mais representativas não tenham variado ao longo dos 21 anos, a sua ordem de importância variou. Aquifoliaceae que em 1979 era a segunda em importância passou para a sexta posição em 2000. Além desta alteração, houve o ingresso de duas famílias ausentes no primeiro levantamento: Fabaceae e Proteaceae, representadas por uma única espécie.

Em relação aos parâmetros fitossociológicos, a espécie *Araucaria angustifolia* permaneceu como a espécie de maior representatividade na floresta. Segundo Schaaf (2001), a araucária representou 48,96% do total de indivíduos amostrados e foi também a com a maior dominância, representando

57,75% da área basal total da floresta. O autor atestou também que, para a área de estudo, a cada duas espécies encontradas uma é de araucária e que a cada 10 m<sup>2</sup> de material lenhoso, 6 m<sup>2</sup> são de araucária, comprovando a importância da espécie para o remanescente em questão.

Na avaliação de 1979 realizada por Longhi (1980) constatou-se que as espécies *Araucaria angustifolia*, *Ilex dumosa*, *Matayba elaeagnoides*, *Ocotea porosa*, *Capsicodendron dinisii*, *Nectandra grandiflora* e *Campomanesia xanthocarpa* representavam 80,36% da densidade e 84,12% da dominância da floresta. Já na avaliação de Schaaf (2001) estas mesmas espécies juntamente com *Ocotea corymbosa* foram responsáveis por 80,88% da densidade total de indivíduos e por 88,9% da dominância da floresta, indicando que apesar da diversidade observada, apenas 8 espécies dominam efetivamente a floresta.

O autor constatou que a espécie *Ilex dumosa* apresentou as alterações mais significativas quanto aos parâmetros fitossociológicos. Na avaliação de Longhi (1980) essa espécie apareceu como a mais frequente e mais abundante após a araucária, entretanto, em 2000 a espécie passou à sétima posição entre as mais dominantes e frequentes, apresentando também acentuada redução no número de indivíduos, sendo que sua densidade relativa passou de 13,08% em 1979 para 1,16% em 2000.

Schaaf (2001) ressaltou ainda as variações observadas para a espécie *Ilex paraguariensis*, que em 1979 ocupava a 22<sup>a</sup> posição em termos de valor de importância e em 2000 passou a 12<sup>a</sup> posição. Por outro lado, a espécie *Ilex brevicuspis* teve sua importância reduzida na floresta, passando da 8<sup>a</sup> posição em 1979 para a 20<sup>a</sup> em 2000. O autor destaca ainda a espécie *Syagrus romanzoffiana* que aumentou consideravelmente sua participação na floresta e resalta a participação crescente da espécie exótica *Hovenia dulcis*, que no primeiro levantamento não havia apresentando indivíduos, porém, na segunda avaliação já contava com 8 representantes com diâmetros acima do limite de inclusão de 20 cm. Tal fato foi atribuído às facilidades de dispersão apresentando por esta espécie, propagada pela avifauna, a partir de propriedades vizinhas onde a espécie foi introduzida. A presença desta espécie na área já havia sido constatada por Pizzato (1999) e Durigan (1999).

Em continuidade aos trabalhos desenvolvidos na área experimental de São João do Triunfo, Pizzato (1999) desenvolveu estudos de dinâmica, estrutura e avaliação biométrica da floresta no período de 1995 a 1998, a partir do projeto denominado: “Simulação da produção de uma floresta natural com *Araucaria angustifolia* no Estado do Paraná”, iniciado em 1995. Para o desenvolvimento do trabalho foram empregadas 4 unidades amostrais, sendo 3 unidades de 1 ha e uma unidade de 0,5 ha. As referidas unidades foram escolhidas devido a aparente diferença quanto ao estágio sucessional, contemplando todos os tipos florestais da área, condições de sítio e topografia. Para a realização dos estudos foram mensurados os indivíduos com DAP  $\geq$  10 cm.

De acordo com os resultados de Pizzato (1999), na primeira avaliação realizada em 1995, foram observados 2018 indivíduos de 65 espécies, distribuídos em 30 famílias botânicas e 46 gêneros. Na segunda avaliação efetuada em 1998 foram avaliados 2140 indivíduos de 66 espécies, distribuídos também em 30 famílias e 46 gêneros.

Dentre as famílias observadas pelo autor, Araucariaceae foi a mais representativa quanto ao número de indivíduos, sendo que 25,92% do total de árvores avaliadas pertenciam a esta família. Lauraceae e Myrtaceae também se destacaram quanto ao número de indivíduos, sendo representadas por 8 e 11 espécies, respectivamente, correspondendo a 18,50% e 11,30% do total de indivíduos amostrados.

Conforme Pizzato (1999), conjuntamente, as famílias Araucariaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Aquifoliaceae e Sapindaceae foram as mais representativas em relação ao número de indivíduos, representando 69% do total amostrado, sendo, portanto, consideradas as famílias mais características da floresta. Considerando também as famílias Myrsinaceae, Flacourtiaceae, Canellaceae, Anacardiaceae e Rosaceae, tem-se as 10 famílias mais importantes da floresta, que representam juntas cerca de 84% do total de indivíduos ao longo do período avaliado.

Avaliando a estrutura horizontal, Pizzato (1999) constatou que a densidade absoluta da floresta na primeira avaliação (1995) foi de 577 ind.ha<sup>-1</sup>, sendo que as 20 espécies com maiores densidades (30% do total de espécies) contribuíram juntas com mais de 80% do número total de indivíduos da floresta. *Araucaria angustifolia* foi a espécie com o maior número de indivíduos (149 ind.ha<sup>-1</sup>), representando 25,92% do total de árvores amostradas.

As espécies *Nectandra grandiflora*, *Ilex paraguariensis*, *Matayba elaeagnoides*, *Capsicodendron dinissi* e *Lithraea brasiliensis* também apresentaram densidade considerável, e juntamente com a araucária somaram mais de 50% da densidade total. Para o autor, tais resultados indicam que, embora exista uma alta variabilidade de espécies na floresta, são poucas as que determinam significativamente, quanto a densidade, a fisionomia do remanescente. Na segunda avaliação, realizada em 1998, Pizzato (1999) constatou um acréscimo de 6% no número de indivíduos da floresta, tendo a espécie *Campomanesia xanthocarpa* substituído *Lithraea brasiliensis* entre as seis espécies de maior densidade, sem outras alterações consideráveis.

A área basal do remanescente de São João do Triunfo, obtida com base nas unidades amostrais utilizadas por Pizzato (1999), variou de 32,12 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> na primeira avaliação (1995) a 33,07 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> na segunda avaliação (1998), representando um acréscimo de 3,02%, fato este atribuído ao crescimento das árvores e à taxa de ingresso ser superior à taxa de mortalidade. Em ambos os períodos *Araucaria angustifolia* apresentou-se como a espécie mais dominante da floresta com 49,12% e 49,36% da dominância total na primeira e segunda avaliação, respectivamente.

Juntamente com a araucária, as espécies *Ocotea porosa* e *Matayba elaeagnoides* somaram cerca de 62% da área basal da floresta em ambos os períodos de avaliação, caracterizando-se como as espécies mais dominantes. De modo geral, as 20 espécies com maior número de indivíduos representaram 90% da dominância total da floresta, indicando que apesar da diversidade, poucas espécies representam efetivamente a estrutura horizontal do remanescente avaliado.

Quanto à frequência de indivíduos nas unidades amostrais, Pizzato (1999) constatou que *Araucaria angustifolia* foi a espécie com maior frequência, estando presente em 81,71% das unidades. Em seguida, a espécie *Nectandra grandiflora* apresentou frequências de 33,43% e 37,14% na primeira e na segunda avaliação, respectivamente, seguida por *Ilex paraguariensis*, com frequências de 26,00% e 27,43%, e *Matayba elaeagnoides*, presente em 18% e 20,29% das unidades. Juntas estas quatro espécies somaram mais de 40% da frequência relativa da floresta, constituindo-se como as espécies com distribuição mais ampla na área avaliada.

Durigan (1999) deu sequência aos trabalhos de florística e fitossociologia na área de São João do Triunfo, utilizando para as suas avaliações dados de 4 unidades amostrais de 1 ha, subdivididas em unidades de 100 m x 100 m, alocadas em pontos diferentes daqueles utilizados por Longhi (1980) e Pizzato (1999). Foram realizadas duas avaliações, efetuadas em 1997 e 1998, objetivando o estudo da dinâmica do remanescente florestal. Como critério de inclusão foi considerado os indivíduos com DAP  $\geq 10,00$  cm.

Como resultados, Durigan (1999) constatou a presença de 69 espécies arbóreas distribuídas em 44 gêneros e 29 famílias, com base nos 2346 indivíduos que foram amostrados nos 4 ha durante a primeira avaliação. As famílias mais representativas quanto ao número de espécies foram Myrtaceae, Lauraceae, Aquifoliaceae e Flacourtiaceae. O índice de Shannon calculado pelo autor para a floresta variou de 3,509 em 1997 e 3,516 em 1998, valores considerados altos, indicando alta diversidade florística no fragmento.

A partir dos resultados obtidos para a estrutura horizontal da floresta, Durigan (1999) constatou que *Araucaria angustifolia* apresentou os valores mais expressivos quanto à densidade, com a presença de 82,5 ind.ha<sup>-1</sup>, seguida por *Matayba elaeagnoides* (56,00 ind.ha<sup>-1</sup>), *Nectandra grandiflora* (38,50 ind.ha<sup>-1</sup>), *Nectandra* sp. (29,25 ind.ha<sup>-1</sup>) e *Campomanesia xanthocarpa* (28,00 ind.ha<sup>-1</sup>). Juntas estas espécies representaram 37,33% da dominância total da floresta.

Em relação à frequência das espécies nas unidades amostrais, 22 encontravam-se presentes nas 4 parcelas (45,54% do total de espécies) com destaque para *Araucaria angustifolia*, *Matayba elaeagnoides*, *Ocotea porosa*, *Nectandra grandiflora*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Ocotea puberula*, *Eugenia uniflora* e *Ilex paraguariensis*. Quanto à dominância, 14 espécies somaram juntas 30,60 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> da área basal das espécies vivas, representando 76,12% da dominância total. *Araucaria angustifolia* foi a espécie mais dominante, representando 43,62% da dominância relativa, seguida por *Matayba elaeagnoides*, com 13,39% e *Ocotea porosa*, com 9,29%.

O Índice de Valor de Importância destacou as espécies *Araucaria angustifolia*, *Matayba elaeagnoides*, *Ocotea porosa*, *Nectandra grandiflora* e *Nectandra* sp. Juntas estas espécies representaram 34,18% do total da importância das espécies do fragmento.

### **3.2 Diversidade e Estrutura Horizontal: General Carneiro**

A área de General Carneiro, compreende um remanescente de Floresta Ombrófila Mista de propriedade das Indústrias Pizzatto, onde estão instaladas 6 unidades amostrais de 1 ha cada, divididas em 25 subunidades de 400 m<sup>2</sup> (20 m x 20 m). Além das unidades instaladas em propriedades das Indústrias Pizzatto, alguns estudos desenvolvidos na região contam com parcelas no Parque Estadual das Araucárias, no município de Coronel Domingos Soares, onde estão instaladas duas unidades amostrais com as mesmas dimensões das unidades de General Carneiro.

No ano de 1999 iniciaram-se as avaliações destas áreas, sendo o trabalho de Barth Filho (2002) o primeiro a empregar os dados oriundos das oito unidades amostrais da região. O autor apresentou em seu trabalho o delineamento e a aplicação de um sistema de inventário contínuo para o monitoramento do crescimento e produção da floresta, além da caracterização florística e fitossociológica da vegetação arbórea, que serão abordadas no presente capítulo.

Ao todo, o autor avaliou 3.524 árvores nas oito unidades amostrais, considerando como critério de inclusão um DAP  $\geq$  10 cm. Um total de 49

espécies foram identificadas, distribuídas em 26 famílias botânicas e 38 gêneros. As famílias Myrtaceae e Lauraceae foram as mais representativas, ambas representadas por seis espécies, seguidas pela família Asteraceae com quatro espécies.

Em relação à estrutura horizontal, Barth Filho (2002) verificou que a densidade média da floresta foi de 403 ind.ha<sup>-1</sup>, variando de 121 ind.ha<sup>-1</sup> até 913 ind.ha<sup>-1</sup>. *Araucaria angustifolia* foi a espécie que apresentou os maiores valores de densidade, sendo amostrado um total de 990 árvores, que representam 123 ind.ha<sup>-1</sup>, correspondendo a 27,98% da densidade total. *Ilex paraguariensis* foi a segunda espécie com maior número de indivíduos, apresentando densidade relativa de 18,30%, seguida de *Ocotea porosa*, com 7,58% do total de indivíduos amostrados. Juntas estas três espécies representam mais de 50% da densidade total, indicando que 5% do total de espécies representam mais da metade do número de indivíduos.

A dominância total referente aos 8 ha amostrais foi de 205,7 m<sup>2</sup>, representando uma média de 25,71 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, com parcelas variando de 14,95 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> a 40,42 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Conforme Barth Filho (2002), as 10 espécies com maior Valor de Importância representaram mais de 90% da dominância total da floresta.

*Araucaria angustifolia* foi a espécie dominante da floresta, apresentando 52,20% da dominância relativa, com uma área basal média de 13 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Na sequência, a espécie *Ocotea porosa* apresentou dominância de 15,70%, dada por uma área basal média de 4 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, seguida por *Ilex paraguariensis* com dominância relativa de 8,14%, ocupando área basal média de 2,1 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>.

Ao analisar a frequência das espécies Barth Filho (2002) constatou que a *Araucaria angustifolia* foi a espécie mais presente nas subunidades amostradas, com frequência de 83,0%. *Ilex paraguariensis* foi a segunda espécie de maior frequência, estando presente em 70% das subunidades, seguida por *Sapium glandulatum*, com presença em 30% das subunidades. Conforme o autor, as 10 espécies com maior Valor de Importância somaram 64,28% da frequência relativa total.

Mognon (2011) deu continuidade aos trabalhos desenvolvidos em General Carneiro, utilizando quatro das oito unidades amostrais empregadas por Barth Filho (2002), dando preferência àquelas com maior homogeneidade florística. O autor utilizou dados provenientes de medições iniciadas no ano de 1999 até o ano de 2009, avaliando os indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm.

Ao longo do período de estudo a comunidade avaliada apresentou 55 espécies arbóreas, compreendidas em 41 gêneros e distribuídas em 25 famílias botânicas. No primeiro levantamento (1999) foram identificadas 50 espécies arbóreas, 37 gêneros e 23 famílias botânicas, enquanto no levantamento final (2009) foram observadas 53 espécies, 41 gêneros e 25 famílias. Myrtaceae foi a família de maior riqueza dentro da comunidade avaliada, sendo representada por nove espécies. Em seguida Lauraceae foi representada por seis espécies, seguida por Aquifoliaceae com quatro, e Asteraceae e Salicaceae com três espécies.

O autor acompanhou a evolução da diversidade florística ao longo dos 11 anos de avaliação da comunidade através do Índice de Diversidade de Shannon. Na avaliação de 1999 o índice apresentou valor intermediário, sendo estimado em 2,79, atingindo sua marca superior em 2007, igual a 2,85, e retrocedendo para 2,82 em 2009. Segundo o autor o aumento gradual nos valores para o índice ao longo do período de estudo reflete o ganho em diversidade apresentado pela comunidade vegetal, em decorrência do ingresso de espécies não constante nos levantamentos anteriores.

Analisando a estrutura horizontal da floresta, Mognon (2011) constatou que em 1999 a densidade média de indivíduos por hectare era de 629,25. A espécie *Ilex paraguariensis* apresentou o maior número de indivíduos, com um número de representantes igual a 131,25 ind.ha<sup>-1</sup>, seguida por *Araucaria angustifolia* com 112,50 ind.ha<sup>-1</sup>, *Ocotea porosa* com 69,50 ind.ha<sup>-1</sup>, *Sapium glandulatum* com 53,50 ind.ha<sup>-1</sup> e *Drimys brasiliensis* com 32,50 ind.ha<sup>-1</sup>.

O levantamento de 2009 revelou poucas alterações na comunidade arbórea quanto ao parâmetro densidade, sendo que o número total de indivíduos por hectare permaneceu praticamente inalterado (629,50 ind.ha<sup>-1</sup>). A

sequência das cinco espécies apresentou uma única alteração, na qual *Drimys brasiliensis* foi substituída por *Myrceugenia miersiana* com 33,25 ind.ha<sup>-1</sup>. Portanto, na última avaliação as espécies *Ilex paraguariensis*, *Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa*, *Sapium glandulatum* e *Myrceugenia miersiana* representaram juntas 63,30% do total de indivíduos da comunidade arbórea.

A dominância do remanescente, conforme os resultados de Mognon (2011), variou de 32,62 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 1999 a 33,94 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2009. *Araucaria angustifolia* foi a espécie dominante em ambos os momentos, apresentando dominância absoluta de 10,63 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e 11,37 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> na primeira e última avaliação, respectivamente. As espécies *Ocotea porosa*, *Ilex paraguariensis*, *Sapium glandulatum* e *Clethra scabra* seguiram a Araucária como as espécies dominantes em ambos os momentos. Juntas estas cinco espécies representaram 78,69% da dominância da floresta. Em relação à frequência, as espécies *Araucaria angustifolia*, *Clethra scabra*, *Ilex dumosa*, *Ilex paraguariensis*, *Ilex theezans*, *Myrsine coriacea*, *Ocotea porosa* e *Vernonanthura discolor* apresentaram 100% de presença ao longo de todos os anos.

Quanto ao Valor de Importância das espécies, o autor constatou que *Araucaria angustifolia* foi a espécie mais importante da floresta em todos os períodos de avaliação, com 17,84% da importância em 1999, seguida das espécies *Ocotea porosa* com 13,37%, *Ilex paraguariensis* com 11,43%, *Sapium glandulatum* com 5,46% e *Drimys brasiliensis* com 3,19%. Em 2009 *Myrceugenia miersiana* substituiu *Drimys brasiliensis* na quinta posição de importância, representando juntamente com as quatro primeiras espécies 51,19% da importância total das espécies do fragmento. O autor ressalta que embora as três primeiras espécies em importância tenham alto valor econômico e histórico de exploração, a área de estudo foi alvo de manejo sustentado, permitindo assim a permanência de tais espécies como importantes constituintes da comunidade arbórea local.

### **3.3 Diversidade e Estrutura Horizontal: Flona de Irati**

A Floresta Nacional de Irati (FLONA), teve estudos de caracterização da flora local iniciados em 1974 (Carvalho, 1980). Já os estudos de estrutura horizontal e diversidade florística foram inicialmente conduzidos por Galvão et al. (1989).

O levantamento inicial realizado por Carvalho (1980) consistiu na numeração e identificação das espécies conforme sua ordem de observação, considerando os indivíduos com DAP  $\geq 5$  cm. No estudo, além das áreas da Flona, também foram contempladas áreas do Colégio Florestal de Irati. Como resultados o autor constatou a presença de 159 espécies, distribuídas em 100 gêneros e 50 famílias botânicas. Considerando apenas as áreas da Flona, um total de 147 espécies foram identificadas.

A família Myrtaceae apresentou-se como a mais representativa da comunidade arbórea local, sendo representada por 24 espécies. Na sequência a família Fabaceae foi representada por 16 espécies, seguida por Asteraceae com 13 e Lauraceae com 12. O número expressivo de espécies pertencentes a estas famílias as caracteriza como importantes representantes da flora local.

Os estudos conduzidos por Galvão et al. (1989) além de contemplar a composição florística das áreas da Flona de Irati abordaram a estrutura horizontal e vertical da floresta. Para tal, foram distribuídas aleatoriamente ao longo da Flona 90 unidades amostrais de 10 m x 20 m, onde foram amostrados os indivíduos com DAP  $\geq 9,55$  cm (CAP  $\geq 30$  cm).

Os autores identificaram ao longo da área de estudo 7 diferentes formações vegetais, sendo estas divididas em formações com e sem a presença da araucária. As formações sem araucária foram consideradas aquelas em estágio inicial de sucessão e pequenas formações com elementos característicos de Floresta Estacional Semidecidual. As demais formações que envolviam a presença da araucária foram estratificadas em 5 associações típicas, de acordo com a fisionomia ou ocorrência localizada de determinadas espécies.

Ao todo foram identificadas 128 espécies arbóreas, distribuídas em 83 gêneros e 43 famílias botânicas. Myrtaceae foi a família mais representativa da comunidade, representada por 22 espécies, seguida por Lauraceae com 16 e Fabaceae com 13. Resultados semelhantes àqueles obtidos por Carvalho (1980), exceto pela família Asteraceae, que no trabalho deste autor foi a terceira família em número de espécies, enquanto Galvão et al. (1989) identificaram apenas 5 espécies pertencentes a esta família.

As três principais famílias no estudo de Galvão et al. (1989) representam juntas, portanto, 51 espécies, compreendendo 40% das espécies arbóreas encontradas na área. As famílias Flacourtiaceae, Aquifoliaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Myrsinaceae e Sapindaceae também apresentam participação considerável na comunidade, contribuindo juntas com 22% do número total de espécies encontradas, enquanto que as 35 famílias restantes correspondem a 38% do número de espécies.

Rode (2008) deu continuidade aos trabalhos desenvolvidos na Flona de Irati, avaliando a composição florística da vegetação arbórea estabelecida sob plantios de araucária e da Floresta Ombrófila Mista. Este trabalho foi o primeiro a utilizar os dados oriundos da rede de parcelas instaladas no período de 2000/2001 com o objetivo de avaliar a composição florística, estrutura e dinâmica da floresta naquele local. Ao todo o estudo contou com 10 ha amostrais em áreas com povoamentos antigos de *Araucaria agustifolia*, denominados “Área A” e 25 ha amostrais em área de Floresta Ombrófila Mista, denominados “Área B”. Como critério de inclusão foram considerados os indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm.

Ao todo, conforme Rode (2008), foram observados 21.806 indivíduos arbóreos nas duas áreas de estudo (35 ha amostrais), distribuídos em 46 famílias, 78 gêneros e 124 espécies. Deste total a Área A apresentou 7.796 indivíduos, representando densidade de 779,6 ind. ha<sup>-1</sup>. Foram identificadas na área A 79 espécies, distribuídas em 59 gêneros e 35 famílias botânicas, sendo a famílias Asteraceae a mais diversa quanto ao número de espécies, sendo representadas por 5 gêneros e 9 espécies, seguida por Lauraceae com 3 gêneros e 9 espécies e Myrtaceae com 5 gêneros e 6 espécies.

A área B, composta por 25 ha amostrais, apresentou densidade total de 14.010 indivíduos, representando 560 ind.ha<sup>-1</sup>. Do total de indivíduos foram identificadas 108 espécies, distribuídas em 72 gêneros e 44 famílias botânicas. Myrtaceae foi a mais diversa, representada por 7 gêneros e 15 espécies, seguida por Lauraceae com 5 gêneros e 13 espécies e Asteraceae com 3 gêneros e 5 espécies.

Avaliando a estrutura horizontal da regeneração sob o povoamento de araucária, Rode (2008) constatou que as espécies *Myrsine umbellata*, *Psychotria vellosiana*, *Cabralea canjerana*, *Casearia sylvestris*, *Alchomea triplinervia* e *Cedrela fissilis* destacam-se pela sua capacidade de estabelecimento sob as condições de sombreamento impostas pelo povoamento. Tais espécies apresentaram juntas dominância de 4,23 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, representando em termos relativos 56,1% da área basal total da floresta.

Em relação a densidade as espécies *Myrsine umbellata* e *Psychotria vellosiana* apresentaram maior número de indivíduos (72 ind.ha<sup>-1</sup> e 57 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Estas espécies apresentaram também ampla distribuição sobre a área de estudo, estando presente em 100% das unidades amostrais.

Considerando a área B, *Araucaria angustifolia* apresentou o maior valor de importância (11,71%) e também o maior valor para a dominância (7,68 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), representando 25,70% da área basal total da floresta, com presença em 100% das unidades amostrais. Apesar disso, *Ilex paraguariensis* foi a espécie mais abundante, com densidade de 54,88 ind.ha<sup>-1</sup> enquanto *Araucaria angustifolia* foi representada por 42,12 ind.ha<sup>-1</sup>.

Rode (2008) ressalta ainda a representatividade das espécies raras nas formações florestais estudadas. Conforme o autor, das 79 espécies ocorrentes na área A, 37 apresentaram densidade superior a 1 indivíduo por hectare (47% do total de espécies), podendo-se considerar, portanto, mais de 50% das espécies com ocorrência rara. Da mesma forma, das 108 espécies presentes na área B, 50 apresentaram densidade superior a 1 indivíduo por hectare (46% do total das espécies), indicando também que mais da metade das espécies observadas na área são de ocorrência rara. Tais resultados enfatizam a

importância dos remanescentes para fins conservacionistas e de preservação de espécies.

Dando continuidade aos estudos realizados na Flona de Irati, os trabalhos de Stepka (2008) e Sawczuk (2009) também foram desenvolvidos utilizando a mesma estrutura amostral empregada por Rode (2008), desconsiderando as áreas de regeneração da floresta sob o povoamento de araucária e também abordando aspectos da florística, estrutura e dinâmica da floresta, sendo o trabalho de Roik (2012) o mais recente a empregar os dados oriundos destas parcelas.

Segundo Roik (2012) ao longo dos nove anos de monitoramento da Flona de Irati, a partir dos 25 ha amostrais, foram identificadas 124 espécies, distribuídas em 84 gêneros e 42 famílias botânicas, números semelhantes aos observados por Rode (2007) na mesma área, considerando 10 ha a mais de área amostral. Tais resultados enfatizam a grande diversidade de espécies ocorrentes neste fragmento de Floresta Ombrófila Mista, indicando uma alta complexidade e importância da comunidade vegetal em estudo.

As famílias mais representativas considerando os estudos de Roik (2012) foram Myrtaceae, com 18 espécies, seguida por Lauraceae com 14, Fabaceae com 10, Salicaceae com 7, Asteraceae com 6 e Sapindaceae, Aquifoliaceae e Rubiaceae com 5 espécies. As 20 famílias restantes foram representadas por apenas uma espécie.

A presença de espécies consideradas raras, com densidade inferior a 1 ind.ha<sup>-1</sup> foi marcante na Flona de Irati, considerando que no ano de 2002 foram observados 55 espécies com essa característica, passando para 63 espécies na última avaliação (ROIK, 2012). Tais resultados reiteram a importância deste remanescente florestal na conservação da biodiversidade no domínio da floresta ombrófila mista.

Em relação a estrutura horizontal, o autor constatou que *Araucaria angustifolia* foi a espécie de maior importância em todos os anos avaliados, representando 13,12% do valor de importância das espécies da floresta. Em seguida os maiores valores de importância foram obtidos por *Ilex*

*paraguariensis*, *Ocotea odorifera*, *Nectandra grandiflora* e *Ocotea porosa*. A grande importância de *A. angustifolia* no remanescente avaliado reflete os altos valores obtidos por esta espécie para os demais parâmetros fitossociológicos, sendo que em 2002 a frequência, densidade e dominância, em termos relativos foram iguais a 5,22%, 7,25%, 24,65%, respectivamente. No ano de 2011 os valores para estes parâmetros apresentaram pouca variação para esta espécie, destacando-se apenas a dominância, que apresentou valor relativo de 26,56%, representando, portanto, mais de 1/4 da área basal do remanescente.

A análise estrutural realizada considerando as famílias botânicas revelou que Lauraceae foi a família de maior importância na comunidade estudada por Roik (2012), apresentando valor de importância de 22,77% em 2002 e 23,10% em 2011. Tal resultado deve-se aos altos valores de densidade e dominância obtidos por esta família, sendo que em 2002, 26,77% do total dos indivíduos do remanescente pertenciam a Lauraceae, e representavam 32,11% da dominância total da floresta. Em 2011 estes parâmetros apresentaram ligeiro acréscimo, sendo que a densidade relativa passou a 26,99% e a dominância a 32,52%. Seguindo Lauraceae, as famílias com maior valores de importância foram Araucariaceae, Aquifoliaceae, Salicaceae e Myrtaceae, que juntas representaram 60,75% do total da importância do remanescente em 2011.

### **3.4 Diversidade e Estrutura Horizontal: Flona de Três Barras**

A Floresta Nacional (FLONA) de Três Barras, situada no planalto norte catarinense, apresenta desde 2004 uma área amostral de 26 ha de parcelas permanentes instaladas pelo laboratório de manejo florestal da UNICENTRO, com apoio do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade do Contestado – UnC. No ano 2004 efetuou-se a primeira avaliação do componente arbóreo da vegetação local, seguida por outra avaliação no ano de 2009.

O trabalho de Cubas (2011) utilizou a rede de parcelas permanentes da Flona de Três Barras e desenvolveu estudos referentes à caracterização florística e fitossociológica, bem como da dinâmica da vegetação arbórea no

período de 2004 a 2009. Conforme o autor foram amostrados 18.754 indivíduos arbóreos no ano de 2004 e 18.427 indivíduos no ano de 2009. Ao todo foram computadas 72 espécies, distribuídas em 29 famílias botânicas e 53 gêneros.

Myrtaceae foi a família mais representativa da comunidade estudada com 11 espécies em ambos os períodos, seguida por Lauraceae com 10, Aquifoliaceae, Asteraceae e Fabaceae com 5 e Salicaceae e Sapindaceae com 3, sendo que o número de espécies por famílias ao longo do período permaneceu constante. Juntas estas famílias representam 58,33% do total de espécies do remanescente.

Com base na análise fitossociológica, Cubas (2011) constatou que as espécies com maior densidade na área da Flona de Três Barras em 2009 foram *Araucaria angustifolia* com 126,73 ind.ha<sup>-1</sup>, seguida por *Cupania vernalis* com 99,12 ind.ha<sup>-1</sup>, *Ocotea porosa* com 63,39 ind.ha<sup>-1</sup> e *Ilex paraguariensis* com 43,46 ind.ha<sup>-1</sup>. Juntas estas espécies representam 46,93% do total de indivíduos na floresta.

Em relação à dominância *Araucaria angustifolia* foi a espécie de maior expressão em ambos os períodos, representando 36,82% da área basal da floresta em 2004 e 37,03% em 2009. As espécies *Ocotea porosa*, *Ocotea puberula*, *Cupania vernalis*, *Cinnamomum vesiculosum* e *Syagrus romanzoffiana* seguiram a araucária como as mais dominantes em 2009, apresentando valores relativos para a dominância de 15,71%, 7,11%, 6,73%, 3,99% e 3,88%, respectivamente. Juntas essas espécies correspondem a 74,45% da dominância total do remanescente da Flona de Três Barras.

*Araucaria angustifolia* foi também a espécie mais frequente nas unidades amostrais, estando presente em 91,52% das parcelas em 2004, passando a 91,71% de presença no último levantamento. Em 2009, as espécies mais frequentes no remanescente além da araucária foram *Cupania vernalis* com frequência de 86,13%, *Ilex paraguariensis* com 70,52% e *Ocotea porosa* com 69,56%. Entre as 10 espécies mais frequentes em ambos os períodos, *Syagrus romanzoffiana* foi a que apresentou maior aumento em

relação a frequência, enquanto *Myrsine coriacea* foi a espécie que apresentou a maior perda.

Com base no valor de importância *Araucaria angustifolia* foi a espécie de maior importância no remanescente, apresentando valores de 6,8% e 6,9% em 2004 e 2011, respectivamente. Juntamente com a Araucária, as espécies *Ocotea porosa*, *Cupania vernalis*, *Ocotea puberula* e *Ilex paraguariensis* caracterizam-se como as mais importantes da floresta, representando juntas cerca de 50% da importância total da floresta.

### 3.5 Similaridade florística entre as áreas avaliadas

Com base nos trabalhos analisados foram identificadas um total de 176 espécies arbóreas, incluindo as áreas de São João do Triunfo, General Carneiro, Irati e Três Barras. Os dados referentes aos levantamentos florísticos estão relacionados na Tabela 1.

Tabela 1: Características dos trabalhos desenvolvidos em áreas da Floresta com Araucária, sob o domínio do PELD Sítio 9, com relação à composição florística.

Autor	Ano	Área	Área amostral (ha)	DAP Inclusão (cm)	Indivíduos amostrados	Ind.ha	Nº espécies	H'
Longhi	1980	São João do Triunfo	9,0	20	2125	236,11	51	-
Durigan	1999	São João do Triunfo	4,0	10	2346	293,25	69	3,51
Pizzato	1999	São João do Triunfo	3,5	10	2140	611,43	67	-
Schaaf	2001	São João do Triunfo	9,0	20	2202	244,67	55	-
Rode	2008	Flona Irati	35,0	10	21806	623,03	124	3,17 e 3,55*
Roik	2012	Flona Irati	25,0	10	14178	567,12	124	3,57
Cubas	2011	Flona Três Barras	26,0	10	18427	708,73	72	3,12
Barth Filho	2002	General Carneiro	8,0	10	3524	440,50	49	-
Mognon	2011	General Carneiro	4,0	10	2518	629,5	55	2,82

\*Valores do Índice de Shannon para a "Área A" (Regeneração natural sob plantio de Araucária) e "Área B" (Floresta Ombrófila Mista), respectivamente.

Com exceção dos trabalhos de Longhi (1980) e Schaaf (2001), que utilizaram para os seus levantamentos diâmetro de inclusão  $\geq 20$  cm, os demais trabalhos consideraram indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm. A escolha de um diâmetro de inclusão maior resultou em um número de indivíduos amostrados menor, como pode ser observado na Tabela 1.

Desconsiderando os trabalhos de Longhi (1980) e Schaaf (2001), ocorrem, em média, nos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista contemplados pelo PELD Sítio 9, em torno de 542 árvores por hectare. Apesar de ser considerado um mesmo diâmetro de inclusão, observa-se variabilidade entre o número de indivíduos nos diferentes trabalhos analisados, variando de 293 ind.ha<sup>-1</sup> em São João do Triunfo (Durigan, 1999) a 708 ind.ha<sup>-1</sup> na Flona de Três Barras (Cubas, 2011), resultando em um Coeficiente de Variação igual a 27,80%.

Quanto ao número de espécies, as áreas consideradas apresentam em média 71 espécies, variando de 49 espécies na área de São João do Triunfo (Barth Filho, 2002) a 116 espécies na Flona de Irati (Roik, 2012). Tais resultados estão abaixo das médias encontradas por Figueiredo Filho et al. (2010), que analisaram diversos trabalhos desenvolvidos na Floresta Ombrófila Mista, incluindo áreas no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. Conforme os autores, no domínio da Floresta Ombrófila Mista a média do número de indivíduos é em torno de 655 árvores por hectare representadas por cerca de 88 espécies, 59 gêneros e 35 famílias.

As diferenças no estágio sucessional da floresta bem como o grau de perturbação antropogênica são fatores que favorecem essa diferenciação na composição de espécies arbóreas entre áreas dentro de uma mesma tipologia vegetal. Hernández-Stefanoni e Dupuy (2008) complementam que a diversidade florística e densidade de indivíduos é grandemente afetada em remanescentes florestais pelo tamanho do mesmo e pelo tamanho de sua borda, além de seu grau de isolamento. Para os autores, perturbações ocorrentes na floresta por causas naturais são favorecedoras do aumento da diversidade florística, pois possibilitam a existência de um número maior de habitats, favorecendo a coexistência de espécies de diferentes estágios sucessionais.

A Figura 1 demonstra o resultado da análise de agrupamentos realizada em função da composição florística abordada nos diferentes trabalhos e áreas do PELD Sítio 9. Houve a formação de três grupos principais, unindo as áreas com composição de espécies mais semelhantes entre si.

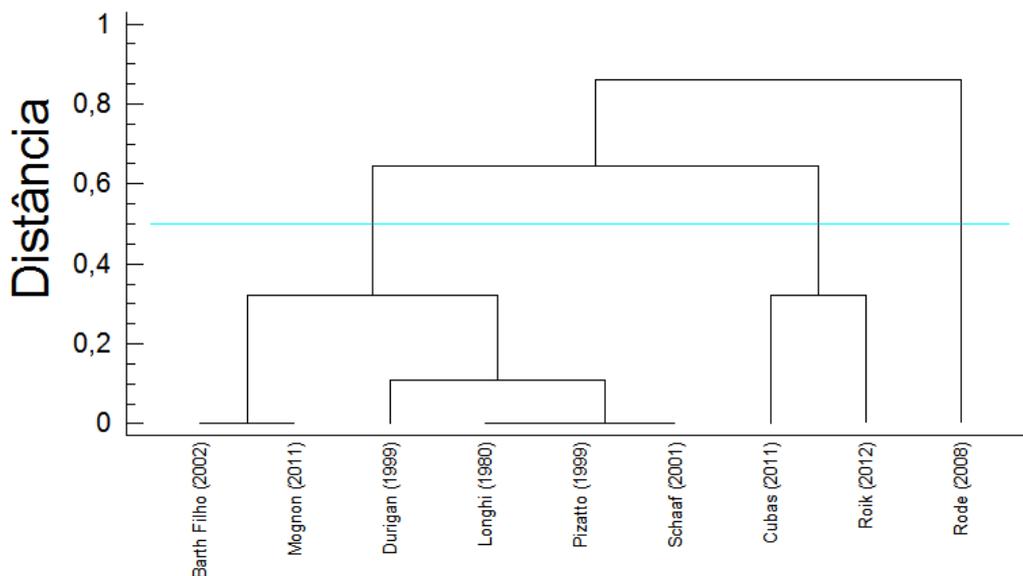


Figura 1: Agrupamentos formados com base na diversidade florística abordada por trabalhos desenvolvidos em áreas do PELD Sítio 9. Método da ligação completa.

Os trabalhos de Barth Filho (2002) e Mognon (2011), ambos desenvolvidos em General Carneiro com diferentes intensidades amostrais foram os que apresentaram maior semelhança entre si. O número de espécies abordadas em conjunto por estes dois trabalhos foi igual a 70, sendo que 25 foram comuns em ambos os trabalhos, resultando em um Índice de Similaridade de Jaccard de 35,7%.

O segundo agrupamento foi formado pelos dados dos trabalhos de Durigan (1999), Longhi (1980), Pizatto (1999) e Schaaf (2001) desenvolvidos na área de São João do Triunfo. Apesar da diferença na intensidade amostral empregada por estes autores (Tabela 1) ambos contemplaram um número aproximado de espécies, especialmente quando se considera Longhi (1980) e Schaaf (2001) separadamente de Pizatto (1999) e Durigan (1999), devido ao limite de inclusão diferente considerado por estes grupos de autores. Esses trabalhos identificaram conjuntamente 94 espécies arbóreas, sendo que em torno de 20% apenas destas espécies foram comuns em ambos os estudos.

Conjuntamente, Longhi (1980) e Schaaf (2001) identificaram 60 espécies na área em São João do Triunfo, sendo que 41 foram comuns a ambos os

levantamentos, propiciando um Índice de Similaridade de Jaccard igual a 68,33%, corroborando com a maior afinidade identificada pela análise de agrupamentos. Nota-se que apesar de se tratar da mesma área amostral, o tempo decorrente de 21 anos foi suficiente para promover alterações consideráveis na composição florística do local, especialmente com o ingresso de espécies que não constavam no primeiro levantamento.

Os levantamentos de Cubas (2011) e Roik (2012) formaram outro grupo, compondo áreas na Flona de Irati (PR) e Flona de Três Barras (SC), respectivamente. Dentre as 133 espécies identificadas pelos dois levantamentos, 57 foram comuns a ambos, resultando em um valor de 42,8% de similaridade, conforme Índice de Jaccard. O Levantamento de Rode (2008), apesar de também ter sido desenvolvido na Flona de Irati, formou um grupo isolado. O autor avaliou além da floresta natural, áreas de regeneração sob um povoamento de araucária com mais de 60 anos, fato este que pode ter contribuído para a diferenciação deste trabalho em relação aos demais.

De modo geral, os trabalhos desenvolvidos em áreas próximas apresentaram maior similaridade quanto à composição florística, como observado com base na análise de agrupamentos, mesmo quando a intensidade amostral ou distribuição das unidades amostrais variou. Esta tendência também foi observada por Jarenkow e Budke (2000), que avaliaram a similaridade florística na Floresta com Araucária em áreas do Sul e Sudeste do Brasil, concluindo que quanto maior a proximidade geográfica, maior a similaridade. A diversidade de espécies observadas com base nos trabalhos avaliados ressalta e riqueza apresentada pela Floresta com Araucária, destacando a importância da conservação desta tipologia para a conservação da biodiversidade geral.

## **REFERÊNCIAS**

Barth Filho, N. **Monitoramento do crescimento e da produção em Floresta Ombrófila Mista com uso de parcelas permanentes**. 2002. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Carvalho, P. E. R. **Levantamento Florístico da Região de Irati – PR**. Curitiba: EMBRAPA, 1980. 44P.

Cubas, R. **Florística, estrutura e dinâmica em uma Floresta Ombrófila Mista no norte do estado de Santa Catarina**. 2011. 148f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Irati, PR.

Durigan, M.E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR**. 1999. 138. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Figueiredo Filho, A.; Dias, A. N.; Stepka, T. F.; Sawczuk, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010.

Galvão, F.; Kuniyoshi, Y. S.; Roderjan, C. V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati – PR. **Floresta**, v. 19, n. 1, p. 30-49, 1989.

Hellmann, J. J.; Fowler, G. W. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. **Ecological Applications**, v. 9, n. 3, p. 824-834, 1999.

Hernández-Stefanoni, J.L., Dupuy, J.M. Effects of landscape patterns on species density and abundance of trees in a tropical subdeciduous forest of the Yucatan Peninsula. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p.3797–3805, 2008.

Jarenkow, J. A.; Budke, J. C. Padrões florísticos e análise estrutura de remanescentes de Florestas com Araucária no Brasil. In: Fonseca, C.R., Souza, A.F., Leal-Zanchet, A.M., Dutra, T., Backes, A.; Ganade, G. (eds). **Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Ribeirão Preto: Holos, 2009. 328p.

Longhi, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze no sul do Brasil.** 1980. 220f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Mognon, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizada no sul do estado do Paraná.** 2011. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Pizzato, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR: 1995 a 1998.** Curitiba, 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Rode, R. **Avaliação florística e estrutural de uma Floresta Ombrófila Mista e de uma vegetação arbórea estabelecida sob um povoamento de *Araucaria angustifolia* de 60 anos.** 2008. 159f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Roik, M. **Florística, dinâmica e modelagem do incremento diamétrico em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná.** 2012. 120f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Irati, PR.

Sawczuk, A. R. **Florística e estrutura horizontal no período 2002-2008 de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Oeste do estado do Paraná.** 2009. 157f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, PR.

Schaaf, L.B.; **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná.** 2001. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Schmit, J. P.; Mueller, G. M.; Leacock, P. R.; Mata, J. L.; Wu, Q.; Huang, Y. Assessment of tree species richness as a surrogate for macrofungal species richness. **Biological Conservation**, v. 121, p. 99-110, 2005.

Stepka, T.F. **Modelagem da dinâmica e prognose da estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista por meio de matriz de transição e razão de movimentação**. 2008. 152 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, PR.

The Rio Conventions. **Action on Forests**. United Nations, 2012. 20p.

## **CAPÍTULO 4**

# **DINÂMICA DO CRESCIMENTO, MORTALIDADE E RECRUTAMENTO NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

Autores:

**Ana Paula Dalla Corte**

**Carlos Roberto Sanquetta**

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

**Francelo Mognon**

## 1. INTRODUÇÃO

Os processos dinâmicos da floresta, bem como seus aspectos florísticos e estruturais, são importantes indicadores das condições de conservação e do estágio sucessional em que se encontra um determinado remanescente. A compreensão destes processos é primordial para a elaboração de planos de conservação e manejo de ecossistemas florestais.

O estudo da dinâmica de florestas ao longo do tempo permite também desenvolver mecanismos que garantam a manutenção da biodiversidade em condições futuras a partir da análise atual do comportamento das espécies quanto às mudanças no ambiente (Kuuluvainen e Aakala, 2011). Tais estudos permitem a compreensão de uma gama de processos envolvendo a autoecologia e sinecologizadas comunidades vegetais.

Em razão da grande importância e complexidade que a Floresta com Araucária apresenta para a região Sul do país, a análise e compreensão de suas características, como a dinâmica, são indispensáveis nos estudos que consideram estes remanescentes florestais (Sanquetta e Mattei, 2006). São inúmeros os trabalhos desenvolvidos ao longo dos anos contemplando essa temática no domínio da Floresta com Araucária, possibilitando relevante ganho prático e científico. Dentre os atributos comumente avaliados e que fornecem valiosas informações a respeito do comportamento de espécies e da comunidade arbórea como um todo destacam-se a mortalidade, o recrutamento e o incremento.

A mortalidade de árvores em florestas envolve frequentemente a interação de vários fatores, incluindo a competição, ataques por patógenos e insetos, disfunções mecânicas, estresse ambiental causado pelo clima e limitações edáficas (Franklin et al., 1987). De acordo com Das et al. (2011), a compreensão da mortalidade em florestas torna-se essencial diante das mudanças ambientais a níveis globais como observadas atualmente, visto que a morte destes indivíduos é precursora de qualquer mudança estrutural ou funcional em ecossistemas florestais.

Em relação ao recrutamento, este resulta da produção e dispersão de sementes e sucesso no estabelecimento de plântulas. Portanto, as taxas de

recrutamento contemplam, implicitamente, vários estágios da regeneração, como fecundidade das árvores matrizes, sobrevivência das sementes, germinação e predação de plântulas, podendo indicar se as condições necessárias ao processo de sucessão natural estão sendo atendidas (Kohler e Huth, 2007).

Já o crescimento florestal refere-se ao aumento das dimensões de uma ou mais árvores durante um determinado período de tempo (Vanclay, 1994). Este processo é determinado pelas características das espécies e suas interações com o ambiente (Husch et al., 1982).

O objetivo do presente capítulo foi relatar os resultados referentes à dinâmica florestal, obtidos por pesquisadores em áreas da Floresta com Araucária sob o domínio do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, PELD Sítio 9 e com base nos resultados visou-se identificar possíveis tendências quanto aos parâmetros estimados para a Floresta Ombrófila Mista.

## **2. METODOLOGIA**

Com base em revisão de literatura, efetuou-se a compilação de trabalhos desenvolvidos na Floresta Ombrófila Mista em áreas sob a coordenação do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD Sítio 9. Foram selecionados os trabalhos que contemplaram a dinâmica da comunidade arbórea, agrupados de acordo com a área de pesquisa (São João do Triunfo, General Carneiro, Floresta Nacional de Irati e Floresta Nacional de Três Barras).

Com base nos resultados calculou-se a média aritmética dos atributos avaliados, considerando apenas os trabalhos que adotaram o mesmo diâmetro de inclusão. As tendências observadas para cada área de pesquisa e para a Floresta como um todo foram ressaltadas e discutidas.

## **3. RESULTADOS**

Foram selecionados 10 trabalhos desenvolvidos nas áreas compreendidas pelo PELD Sítio 9, cuja abordagem tratou dos processos dinâmicos da floresta, como mortalidade, recrutamento e crescimento. A área

de São João do Triunfo apresentou o maior número de trabalhos desenvolvidos (Durigan, 1999; Pizatto, 1999; Schaaf, 2001; Rossi, 2007 e Sanquetta et al., 2003) referentes à dinâmica do componente arbóreo, seguida pela área de General Carneiro, contemplada com 3 trabalhos. Apesar de outros trabalhos considerando a dinâmica florestal também tenham sido desenvolvidos na Flona de Irati (Sawczuk, 2009; Figueiredo Filho et al., 2010), considerou-se neste estudo apenas o trabalho de Stepka (2008) e Roik (2012), desenvolvidos a partir das mesmas unidades amostrais que os trabalhos citados. Quanto à Flona de Três Barras, apenas o trabalho de Cubas (2011) foi considerado.

### 3.1 São João do Triunfo

A partir de um banco de dados com data de 1995 a 1998, Pizatto (1999) desenvolveu trabalho relacionado à composição florística, estrutura e dinâmica do componente arbóreo em São João do Triunfo. Foram instaladas em 1995 quatro unidades amostrais, sendo três de 1 ha, e a quarta unidade com 0,5 ha tendo em vista a implantação do projeto de longa de pesquisa ecológica de longa duração denominado na época "Simulação da Produção de uma Floresta Natural com *Araucaria angustifolia* no Estado do Paraná". O diâmetro mínimo de inclusão adotado por este trabalho foi de 10 cm.

Em relação à mortalidade, Pizatto (1999) observou um total de 90 árvores mortas nos 3,5 ha ao longo do período de avaliação, representando uma média de 9 árvores mortas por hectare ao ano. Deste modo, a taxa média anual de mortalidade com base nos resultados da autora foi de 1,49% ao ano. A mortalidade destes indivíduos representou uma perda média em área basal de 0,2915 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. Conforme a autora, houve concentração da mortalidade nas classes diamétricas iniciais (10-15 cm e 15-20 cm). As espécies que apresentaram maior mortalidade foram *Symplocos niedenzuiana* com 3,71 ind.ha<sup>-1</sup>, *Ilex dumosa*, com 2,86 ind.ha<sup>-1</sup>, *Lithrea brasiliensis* com 2,57 ind.ha<sup>-1</sup> e *Myrsine ferruginea* e *Ilex paraguariensis* com 1,43 ind.ha<sup>-1</sup>.

Pizatto (1999) constatou que a taxa de ingresso foi superior a taxa de mortalidade, representada por um aumento de 212 indivíduos em toda a área de estudo durante o período de três anos de avaliação. Tais resultados

representam uma média de indivíduos ingressos de 20 ind.ha.ano<sup>-1</sup>, resultando em uma taxa média anual de 3,5% ano. Esta taxa de ingresso propiciou um aumento total em área basal de 2,055 m<sup>2</sup> ao longo de todo o período e uma média de 0,1957 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. As espécies que apresentaram os maiores números de ingresso no período foram *Nectandra grandiflora*, *Ilex paraguariensis*, *Myrsine ferruginea*, *Cinnamomum vesiculosum* e *Matayba elaeagnoides* (7,14 ind.ha<sup>-1</sup>, 5,71 ind.ha<sup>-1</sup>, 4,00 ind.ha<sup>-1</sup>, 3,43 ind.ha<sup>-1</sup> e 2,86 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente).

Quanto ao incremento diamétrico, Pizatto (1999) observou que para a floresta este foi de 0,18 cm.ano<sup>-1</sup> (considerando apenas incrementos no intervalo de -1,00 a 1,00), enquanto o incremento em área basal foi de 0,3458 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. As espécies *Solanum* sp., a exótica *Holvenia dulcis* e *Mimosa scabrella* foram as que apresentaram os maiores incrementos diamétricos médios, de 0,66 cm.ano<sup>-1</sup>, 0,61 cm.ano<sup>-1</sup> e 0,48 cm.ano<sup>-1</sup>. Considerando incremento em área basal, *Araucaria angustifolia* foi a que apresentou o maior valor, igual a 0,1500 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>, seguida por *Nectandra grandiflora* com incremento de 0,0310 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> e *Matayba elaeagnoides*, com 0,0140 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>.

Durigan (1999) deu sequência aos trabalhos de dinâmica realizados em São João do Triunfo, considerando 4 unidades amostrais de 1 ha cada, e adotando como limite de inclusão DAP de 10 cm. Avaliando os processos dinâmicos da floresta, a autora constatou que o número de ingressos médio por hectare foi de 9,5 indivíduos, representando uma taxa média de ingresso de 1,62% ao ano. Entre as espécies com maior taxa de ingresso *Solanum* sp. foi a que apresentou o maior número de indivíduos ingressantes (1,25 ind.ha<sup>-1</sup>), seguida pelas espécies *Araucaria angustifolia* e *Campomanesia guazumifolia*, ambas com 1 ind.ha<sup>-1</sup>.

Em relação à mortalidade, Durigan (1999) constatou que um total de 5 indivíduos morreram ao longo do período de avaliação, resultando em uma mortalidade média de 1,25 ind.ha<sup>-1</sup> e taxa de 0,21% ao ano. Tal mortalidade representou perda em termos de área basal de 0,0680 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. A espécie que apresentou maior mortalidade foi *Capsicodendron dinisii*, com perda de 2,5

ind.ha<sup>-1</sup>, seguida por *Eugenia involucrata*, *Maytenus ilicifolia* e uma espécie não identificada, ambas com perda de 1,25 ind.ha<sup>-1</sup>.

Quanto ao incremento diamétrico, Durigan (1999) observou que a média para a floresta (considerando apenas incrementos positivos e menores que 3,5 cm) foi de 0,34 cm, enquanto o incremento em área basal foi de 0,71 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. *Piptocarpha angustifolia* foi a espécie que apresentou o maior incremento em diâmetro, igual a 1,09 cm, seguida por *Albizia* sp. com 0,83 cm e *Piptocarpha axilaris* com 0,74 cm. Já para o incremento em área basal, a espécie *Ocotea porosa* foi a que apresentou o maior valor, igual a 0,0044 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, seguida por *Araucaria angustifolia* e *Ocotea puberula*, ambas com incremento de 0,0028 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>.

No ano 2000, Schaaf (2001) deu sequência às avaliações iniciadas por Longhi (1980), com o intuito de contemplar as alterações ocorridas na floresta ao longo do período de 21 anos. O autor constatou que durante o período houve mortalidade de 24,05% dos indivíduos, porém, considerando os ingressos, a floresta apresentou ganho de 3,66% no número de indivíduos.

A taxa de mortalidade média obtida em relação ao número inicial de espécies foi de 1,15% ao ano, enquanto a taxa de recrutamento apresentou-se maior, igual a 1,32% ao ano. Schaaf (2001) avaliou ainda a mortalidade entre as famílias, constatando que a Aquifoliaceae apresentou o maior percentual de indivíduos mortos, com redução de 84,75% em relação à densidade inicial da família. Segundo o autor, esta redução deve-se especialmente à grande mortalidade de indivíduos das espécies *Ilex dumosa* e *Ilex brevicuspis*, enquanto a *Ilex paraguariensis* foi a única a apresentar aumento na densidade dentro da família, passando de 9 indivíduos em 1979 para 26 na última avaliação.

Entretanto, com base nos resultados de ingresso, Schaaf (2001) constatou que as espécies *Nectandra lanceolata*, *Eugenia* sp., *Campomanesia xanthocarpa*, *Ocotea puberula*, *Prunus myrtifolia* e *Araucaria angustifolia* foram as que apresentaram maior aumento em relação à densidade inicial (85,56%, 66,67%, 50,00%, 30,77%, 24,24% e 20,96%, respectivamente) durante o período de 21 anos.

O incremento médio diamétrico observado por Schaaf (2001) na área de São João do Triunfo foi de 0,27 cm.ano<sup>-1</sup>, enquanto o incremento em área basal foi de 0,42 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. O autor destaca ainda a espécie *Nectandra megapotamica*, que em termos medianos foi a espécie com maior incremento no período (0,58 cm.ano<sup>-1</sup>), destacando-se também a *Ocotea porosa* com 0,35 cm.ano<sup>-1</sup>, *Cinnamomum vesiculosum* com 0,34 cm.ano<sup>-1</sup>, *Cinnamomum sellowianum* com 0,33 cm.ano<sup>-1</sup> e *Araucaria angustifolia* com 0,31 cm.ano<sup>-1</sup>.

Rossi (2007), avaliando o processo de difusão na simulação e modelagem da dinâmica do remanescente florestal em São João do Triunfo, com base nos dados de 10 anos de avaliações (1995 a 2004), constatou que a taxa de mortalidade média anual da floresta foi de 1,1%, sendo esta marcadamente maior nas classes diamétricas inferiores. Analisando a mortalidade de *Araucaria angustifolia* separadamente, o autor constatou que esta foi consideravelmente inferior quando comparada ao conjunto total de espécies, com um máximo de 0,18% ao ano. Já para o recrutamento o autor constatou que a média, considerando todas as espécies da floresta, foi de 3,0% ao ano, enquanto o recrutamento para *Araucaria angustifolia* variou de 0,18% a 1,3%.

Com base nos resultados de incremento diamétrico, Rossi (2007) constatou que a floresta, em média, apresentou incremento de 0,255 cm.ano<sup>-1</sup>, enquanto que para *Araucaria angustifolia* o incremento médio foi de 0,272 cm.ano<sup>-1</sup>. O autor não avaliou o incremento em área basal.

Sanquetta et al. (2003) também avaliaram a dinâmica do fragmento florestal em São João do Triunfo, utilizando a área amostral de 3,5 ha, com base nos dados de 1998 a 2002. Os autores observaram taxa de mortalidade de 0,47% ao ano e taxa de recrutamento superior, de 0,72% ao ano. Os autores avaliaram também as taxas de mortalidade e recrutamento para diferentes grupos de espécies: araucária (indivíduos da espécie *Araucaria angustifolia*); imbuia (Indivíduos da espécie *Ocotea porosa*); canelas (demais indivíduos da família Lauraceae) e brancas (restante das espécies). O grupo das brancas merece destaque por apresentar as maiores taxas de mortalidade (0,66%.ano<sup>-1</sup>) e do mesmo modo, as maiores taxas de recrutamento (0,72%.ano<sup>-1</sup>). Já o grupo das araucárias apresentou a menor taxa de

mortalidade (0,08%.ano<sup>-1</sup>), enquanto o grupo das Imbuías não apresentou indivíduos recrutados.

Avaliou-se também o incremento volumétrico para todas as espécies e para os grupos. O volume total da floresta variou de 372,15 m<sup>3</sup> em 1995 a 391,96 m<sup>3</sup> em 2002, representando um incremento periódico anual (IPA) de 2,83 m<sup>3</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. Conforme Sanquetta et al. (2003), o crescimento da floresta no período avaliado foi determinado sobretudo pelo incremento do grupo das Araucárias, cujo IPA foi de 3,66 m<sup>3</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>, superando a média para todas as espécies. Por outro lado, os grupos das Canelas e das Brancas apresentaram decremento (-0,70 m<sup>3</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> e -0,27 m<sup>3</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>, respectivamente).

### 3.2 General Carneiro

Foram instaladas em 1998 no município de General Carneiro 8 unidades permanentes de 1 ha, divididas em 25 subunidades de 400 m<sup>2</sup> cada. Essas unidades foram avaliadas no período de 1998 a 2000 por Barth Filho (2002) que monitorou o crescimento e produção da floresta bem como os processos dinâmicos de mortalidade e ingresso, adotando como limite de inclusão o DAP  $\geq 10$  cm.

O autor constatou que no intervalo de dois anos ocorreu a morte de 130 árvores, resultando em uma taxa de mortalidade de 1,84%.ano<sup>-1</sup>. A mortalidade concentrou-se nas classes diamétricas iniciais, sendo que as duas primeiras classes (10-20 cm e 20-30 cm) contribuíram com 94,61% da mortalidade total, evidenciando a supressão devido à competição.

Quanto ao recrutamento, Barth Filho (2002) constatou que no período avaliado 355 árvores atingiram o diâmetro de inclusão, o que representa uma taxa média anual de 5,03%.ano<sup>-1</sup>. *Araucaria angustifolia* foi a espécie que apresentou o maior número de indivíduos recrutados (4,75 ind.ha.ano<sup>-1</sup> e taxa de 3,85%.ano<sup>-1</sup>), seguida por *Ilex paraguariensis* (2,31 ind.ha.ano<sup>-1</sup> e taxa de 2,82%.ano<sup>-1</sup>) e *Ocotea porosa* (1,81 ind.ha.ano<sup>-1</sup> e taxa de 5,43%).

Para o cálculo do incremento diamétrico, Barth Filho (2002) considerou 36 espécies, dentre as 57 observadas na área de estudo, que apresentaram densidade superior a cinco indivíduos. Com base nestas espécies e

considerando apenas os incrementos entre o intervalo de -1,0 e 1,0 o autor constatou que o crescimento médio da floresta foi de 0,1276 cm.ano<sup>-1</sup>. Esta média foi influenciada pela dominância da espécie *Araucaria angustifolia* na área, que apresentou incremento diamétrico médio de 0,1298 cm.ano<sup>-1</sup>. O autor ressalta ainda que as espécies pioneiras apresentaram os menores coeficientes de variação para o crescimento diamétrico, indicando que tais espécies apresentam crescimento mais uniforme. O incremento em área basal não foi avaliado.

Dando continuidade aos trabalhos desenvolvidos em General Carneiro, Mognon (2011) utilizou a mesma rede amostral utilizada por Barth Filho (2002), considerando, no entanto, apenas 4 parcelas de 1 ha cada. Os indivíduos com DAP  $\geq$  10 cm foram amostrados e os processos dinâmicos da floresta avaliados de 1999 a 2009. O autor utilizou a classificação de grupos empregada por Sanquetta et al. (2003) em São João do Triunfo, considerando os grupos Araucária, Imbuia, Canelas e Brancas.

Mognon (2011) observou que a mortalidade média no período avaliado foi de 12,82 ind.ha.ano<sup>-1</sup>, resultando em uma taxa média de 1,97%.ano<sup>-1</sup>. O grupo das Brancas foi o maior responsável pela mortalidade, correspondendo a 89% do total dos indivíduos mortos no período. A espécie *Ilex paraguariensis* foi a que apresentou a maior taxa de mortalidade, fato justificado pelo possível excesso na extração das folhas de alguns indivíduos em determinados períodos, para a produção de erva, causando mortalidade dos indivíduos.

Quanto ao recrutamento, o autor observou que a média foi de 11,86 ind.ha.ano<sup>-1</sup>, resultando em uma taxa de recrutamento de 1,83%.ano<sup>-1</sup>, valor inferior à taxa de mortalidade. O grupo das Brancas apresentou também as maiores taxas de recrutamento, correspondendo a 88% do total de indivíduos recrutados no período, sendo que *Ilex paraguariensis* foi a espécie com maior número de indivíduos recrutados, seguida por *Myrsine umbellata*, *Myrceugenia miersiana* e *Drimys brasiliensis*.

Ao estudar o crescimento da floresta em função da área basal, Mognon (2011) observou que o aumento foi de 1,33 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> ao longo dos 11 anos de estudo (0,121 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>). O grupo das Araucárias foi o que apresentou o

maior incremento, igual a  $0,067 \text{ m}^2.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ , sendo, portanto, responsável por 55,53% do incremento total da floresta.

Sanquetta et al. (2003) estudaram os processos dinâmicos de mortalidade, recrutamento e incremento volumétrico em General Carneiro, com dados de 8 parcelas permanentes de 1 ha cada, com medições anuais de 1998 a 2002. Os autores também utilizaram o agrupamento de espécies da mesma forma utilizada em São João do Triunfo e por Mognon (2011) em General Carneiro. Considerando todas as espécies da floresta, a taxa média de mortalidade foi de  $0,254\%.\text{ano}^{-1}$ , e o grupo das Brancas apresentou as maiores taxas de mortalidade, igual a  $0,38\%.\text{ano}^{-1}$ .

Em relação ao recrutamento, Sanquetta et al. (2003) observaram que a taxa para todas as espécies foi de  $1,39\%.\text{ano}^{-1}$ . Para esta variável o grupo das Brancas também apresentou as maiores taxas ( $1,81\%.\text{ano}^{-1}$ ). Conforme os autores, tais resultados observados para o grupo das Brancas demonstra o intenso processo dinâmico destas espécies, que apresentam altas taxas de recrutamento, mas também elevada mortalidade.

Os autores avaliaram também o incremento volumétrico para as espécies de General Carneiro e constataram que o volume para a floresta em 1998 foi de  $252,43 \text{ m}^3$ , passando a  $258,34 \text{ m}^3$  em 2002. O grupo das Araucárias foi o que mais contribuiu com o volume da floresta representando na primeira avaliação 58,22% do volume total e 59,94% na avaliação final. O incremento volumétrico para o período foi de  $1,476 \text{ m}^3.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ , e do mesmo modo, o grupo das Araucárias foi o que mais contribuiu com o incremento da floresta, apresentando incremento periódico de  $1,969 \text{ m}^3.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ . Já o grupo das Imbuías apresentou decréscimo de  $-1,508 \text{ m}^3.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ .

### **3.3 Floresta Nacional de Irati**

A Floresta Nacional de Irati (Flona), conta com uma rede de parcelas permanentes de 25 ha, instaladas e medidas a partir de 2002. Stepka (2008) realizou estudos da caracterização florística desta área bem como avaliou a

mortalidade, recrutamento e crescimento da floresta e efetuou a modelagem desses processos dinâmicos.

A avaliação da mortalidade e do recrutamento foi feita com base em dois períodos (2002 a 2005 e 2005 a 2008). No período de 2002 a 2005 o autor constatou que o número de indivíduos mortos superou o de indivíduos recrutados sendo 33,24 ind.ha<sup>-1</sup> e 24,52 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. A taxa média de mortalidade para toda a floresta para este período foi de 1,91%.ano<sup>-1</sup>, sendo que *Ilex paraguariensis* teve uma média de 6,32 indivíduos mortos por hectare, constituindo-se assim como a espécie de maior mortalidade absoluta, seguida pelas espécies *Casearia decandra* e *Myrsine umbellata* (3,16 ind.ha<sup>-1</sup> e 2,28 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Entretanto, considerando a mortalidade relativa, com base no número de indivíduos existente em 2002, a espécie *Symplocos tenuifolia* foi a que apresentou a maior taxa de perda, caracterizada pela morte de todos os indivíduos existentes em 2002.

Avaliando o ingresso, no período de 2002 a 2005, o autor concluiu que a taxa média foi de 1,41%.ano<sup>-1</sup>, e as espécies *Coussarea contracta*, *Ilex paraguariensis* e *Myrciaria floribunda* foram as que tiveram maior número de indivíduos recrutados, em termos absolutos (3,32 ind.ha<sup>-1</sup>, 2,08 ind.ha<sup>-1</sup> e 1,8 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Entretanto, em termos relativos à densidade de indivíduos iniciais a espécie *Myrsine coriacea* apresentou os maiores ganhos, com aumento de 66,67% no total de indivíduos.

No período subsequente o autor observou que a floresta também apresentou um maior número de indivíduos mortos quando comparados aos recrutados (28,48 ind.ha<sup>-1</sup> e 23,60 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente), resultando em uma taxa de mortalidade de 1,66%.ano<sup>-1</sup> e de 1,38%.ano<sup>-1</sup> para o ingresso. *Ilex paraguariensis*, *Myrsine umbellata* e *Casearia decandra* foram as espécies com maior número de indivíduos mortos (3,76 ind.ha<sup>-1</sup>, 2,6 ind.ha<sup>-1</sup> e 2 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente), enquanto as espécies *Citronella paniculata*, *Gochnatia polymorpha* e *Symplocos tenuifolia* apresentaram as maiores mortalidades em termos relativos à densidade inicial de seus indivíduos, ambas com perdas de 33,33%. Quanto ao ingresso, as espécies *Coussarea contracta*, *Myrcia hebeptala* e *Myrciaria floribunda* foram as que apresentaram maior ganho de indivíduos (94,12 ind.ha<sup>-1</sup>, 1,64 ind.ha<sup>-1</sup> e 1,52 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente),

enquanto *Maytenus grandiflora* apresentou maior ganho relativo, apresentando aumento de 100% no número de indivíduos quanto comparado à densidade inicial da espécie.

Os resultados observados para ambos os períodos repetiram-se quando contemplado o período total de avaliação (2002 a 2008) onde a taxa de mortalidade foi também superior à taxa de recrutamento (1,78%.ano<sup>-1</sup> e 1,39%.ano<sup>-1</sup>, respectivamente).

Estudando o incremento diamétrico da floresta, Stepka (2008) observou que com base no período de 2002 a 2005 o aumento foi de 0,307 cm.ano<sup>-1</sup>, apresentando um decréscimo no período de 2005 a 2008, quando o incremento médio foi de 0,160 cm.ano<sup>-1</sup>. Considerando o tempo total de avaliação de 6 anos, o incremento médio para todas as espécies da floresta foi de 0,234 cm.ano<sup>-1</sup>. Conforme o autor, dentre as 10 espécies mais frequentes na área de estudo, *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa* foram as que apresentaram os maiores incrementos, igual a 0,41 cm.ano<sup>-1</sup> e 0,45 cm.ano<sup>-1</sup>, respectivamente, com base no período de 6 anos de avaliações.

Com base na análise do incremento em área basal, Stepka (2008) constatou que a floresta apresentou ganho de 0,4008 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> considerando o período de 2002 a 2005 e um crescimento bastante inferior, de 0,053 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>, com base no período de 2005 a 2008. Tais resultados proporcionaram um incremento médio de 0,245 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> considerando o período total de 6 anos. As espécies *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*, assim como no incremento diamétrico, foram as que apresentaram os maiores incrementos em área basal em ambos os períodos de monitoramento, sendo de 0,173 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> e 0,075 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> para a araucária e de 0,060 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> e 0,035 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> para a imbuia.

A partir dos dados referentes à dinâmica da floresta, o autor efetuou a modelagem da mortalidade, recrutamento e incremento. Para a modelagem da mortalidade e recrutamento os dados foram agrupados em classes diamétricas e testados diferentes tamanhos de unidades amostrais, variando de 500 m<sup>2</sup> a 10000 m<sup>2</sup>, com o intuito de melhorar a qualidade dos ajustes. Já para a modelagem do incremento diamétrico os dados foram agrupados em indivíduos de Araucária e de folhosas, bem como testadas estratificações quanto à

qualidade da copa, do fuste, estado fitossanitário e altura. Testou-se também o agrupamento por classe diamétrica.

Segundo Stepka (2008) os ajustes dos modelos de mortalidade e recrutamento foram melhores quando unidades de maior área foram empregadas, de forma que o coeficiente de variação foi reduzido, promovendo aumento na exatidão da amostragem. Para a modelagem da mortalidade o autor recomenda dois modelos, de acordo com a estratificação utilizada, ambos para Araucária e folhosas, conforme a Tabela 1. O primeiro modelo é recomendando quando o objetivo é conhecer o número total de árvores mortas, sendo neste caso empregadas as unidades de 1 ha, enquanto o segundo modelo permite estimar o número de árvores mortas por classe diamétrica. Já para o recrutamento, o modelo apresentado na Tabela 1 apresentou os melhores desempenhos, especialmente em decorrência do aumento na área das unidades amostrais, tanto para a araucária quanto para as folhosas.

Em relação à modelagem do incremento diamétrico da araucária, o modelo apresentado na Tabela 1 apresentou os melhores desempenhos em 9 das 22 estratificações testadas, enquanto para as folhosas outro modelo foi selecionado, o qual apresentou o melhor desempenho em 12 das 22 estratificações testadas.

Tabela 1. Modelos de melhores ajustes na modelagem da mortalidade, recrutamento e incremento na Flona de Irati (Stepka, 2008).

Variável	Araucária	Folhosas
Mortalidade	$M_i = \beta_0 N_t$ $M_i = \beta_0 N_t e^{\beta_1 D_i}$	$M_i = \beta_0 N_t$ $M_i = \beta_0 N_t e^{\beta_1 D_i}$
Recrutamento	$R = \beta_0 + \beta_1 (N_{t+0} - N_t)$	$R = \beta_0 + \beta_1 (N_{t+0} - N_t)$
Incremento	$I = e^{\beta_0 + \beta_1 (1/DAP)}$	$I = \beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2$

$D_i$  = centro da classe de diâmetro;  $M_i$  = mortalidade por classe de diâmetro

Em 2011 outra avaliação foi efetuada nas parcelas permanentes da Flona de Irati e Roik (2012) em seu trabalho descreve as modificações ocorridas na floresta com base no período de 2002 a 2011 (9 anos). Conforme o autor, o número de indivíduos mortos superou o de indivíduos recrutados, resultando em uma taxa de mortalidade de 1,69%.ano<sup>-1</sup> e taxa de recrutamento

de 1,31%.ano<sup>-1</sup>, mantendo a tendência já observada por Stepka (2008) para este remanescente florestal. Este resultado é justificado pela competição, especialmente nas classes diamétricas inferiores, onde concentra-se a mortalidade. O autor ressalta ainda que ao longo do período observou-se uma tendência na redução tanto das taxas de mortalidade quanto das de ingresso, como pode ser observado na Figura 1.

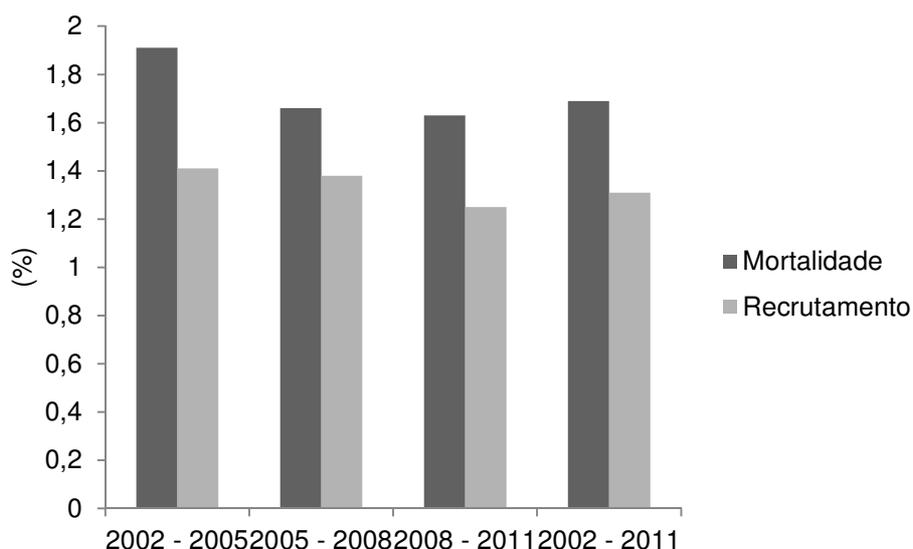


Figura 1: Taxas de mortalidade e recrutamento em diferentes períodos na Flona de Irati. (Fonte: Roik (2012)).

Considerando as espécies individualmente, Roik (2002) constatou que *Symplocos tenuifolia* apresentou tanto as maiores taxas de mortalidade quanto de recrutamento (55,6%.ano<sup>-1</sup> e 33,3%.ano<sup>-1</sup>, respectivamente). As espécies *Actinostemon concolor*, *Randia ferox* e *Annona rugulosa*, também apresentaram elevados valores para a mortalidade, com uma taxa anual de 11,1%, seguidas por *Mimosa scabrella* com 9,1% e *Vernonanthura petiolaris* com 6,75%. Quanto ao recrutamento, as espécies *Maytenus grandiflora*, *Myrcia lajeana* e *Rudgea jasminoides* foram as que mais se destacaram, ambas com taxa expressiva de 44,4%.ano<sup>-1</sup>.

Avaliando o incremento diamétrico, o autor constatou que a floresta apresentou um incremento médio de 0,23 cm.ano<sup>-1</sup>, com base em nove anos de avaliações, valor muito próximo ao observado por Stepka (2008), considerando o período de seis anos, indicando tendência constante em

relação ao crescimento diamétrico médio da floresta. As espécies *Cedrela lilloi*, *Cinnamomum glaziovii*, *Anadenanthera colubrina* e *Lonchocarpus muehlbergianus* foram as que apresentaram os incrementos mais expressivos, entre 0,6 e 1,0 cm. Entre as espécies com maior Valor de Importância na floresta *Araucaria angustifolia* foi a que mais se destacou, apresentando incremento diamétrico de 0,42 cm.ano<sup>-1</sup>, seguida por *Ocotea porosa* com 0,38 cm.ano<sup>-1</sup>.

Segundo Roik (2012) o incremento em área basal ao longo dos nove anos foi de 1,90 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, o que resultou em um incremento periódico anual de 0,21 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>. *Araucaria angustifolia* foi a espécie que apresentou o maior incremento durante o período, com 1,05 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, representando um incremento periódico anual de 0,12 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>, seguida por *Ocotea porosa*, que apresentou um ganho de 0,35 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em nove anos, o que corresponde a um incremento periódico anual de 0,04 m<sup>2</sup>.ha.ano<sup>-1</sup>.

A partir dos dados obtidos no período de nove anos, Roik (2012) procedeu com a modelagem do incremento diamétrico considerando modelos pré-definidos, com o DAP como única variável independente, e também modelos gerados com base no método *Stepwise*, com inclusão de variáveis como características dimensionais e sociológicas das árvores, índices de competição, variáveis do sítio, forma do fuste, forma da copa, posição sociológica e fitossanidade. Os dados foram agrupados por classes diamétricas, taxa de incremento e grupos ecológicos (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáticas).

O autor concluiu que a inclusão de outras variáveis além do DAP proporcionaram melhorias nos ajustes, portanto, as equações geradas pelo método *Stepwise* demonstraram-se superiores aos modelos previamente definidos que levavam o DAP como única variável independente. Dentre as variáveis selecionadas pela metodologia *Stepwise* a forma de copa foi incluída em todas as equações, seguida pela posição da copa, incluída em 73,7% das equações, área basal da parcela, incluída em 68,4%, área basal da espécie, presente em 57,9% das equações, e posição sociológica, selecionada em 52,6% dos resultados.

### 3.4 Floresta Nacional de Três Barras

Cubas (2011) avaliou a dinâmica da Flona de Três Barras, com base no período de 2004 a 2009, a partir de 26 ha de parcelas permanentes. O autor considerou os indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm. Ao todo observou-se a morte de 1568 indivíduos, representando  $60 \text{ ind.ha}^{-1}$ , resultando em uma taxa de mortalidade anual igual a 2,14%. Em termos absolutos, *Ilex paraguariensis* foi a espécie com o maior número de indivíduos mortos, apresentando a perda de  $10,35 \text{ ind.ha}^{-1}$ , seguida por *Myrsine coriaceae* e *Cupania vernalis*, com perdas de  $6,62 \text{ ind.ha}^{-1}$  e  $6,42 \text{ ind.ha}^{-1}$ , respectivamente. Entretanto, as espécies que apresentaram as maiores taxas de mortalidade, relativas à densidade inicial de indivíduos, foram *Symplocos tenuifolia*, com mortalidade de  $11,44\%.\text{ano}^{-1}$ , seguida por *Mimosa scabrellae* *Zanthoxylum rhoifolium* ( $11,37\%.\text{ano}^{-1}$  e  $10,35\%.\text{ano}^{-1}$ , respectivamente). A classe diamétrica inicial foi responsável por 80,54% do total de indivíduos mortos.

No remanescente florestal avaliado foi contabilizado o recrutamento de 1241 indivíduos ao longo de todo o período, representando  $47 \text{ ind.ha}^{-1}$  e uma taxa anual de 2,01%. A espécie *Cupania vernalis* apresentou o maior número de indivíduos recrutados ( $10 \text{ ind.ha}^{-1}$ ), seguida por *Ilex paraguariensis* e *Araucaria angustifolia*, com o ingresso de  $4,58 \text{ ind.ha}^{-1}$  e  $3,12 \text{ ind.ha}^{-1}$ , respectivamente. Em termos relativos à densidade inicial as espécies *Eugenia involucrata*, *Campomanesia guazumifolia* e *Myrciantes cisplatensis* foram as que apresentaram as maiores taxas de ingresso ( $19,98\%.\text{ano}^{-1}$ ,  $12,02\%.\text{ano}^{-1}$  e  $10,67\%.\text{ano}^{-1}$ , respectivamente).

Avaliando o incremento diamétrico da floresta, Cubas (2011) constatou que o incremento médio, considerando os cinco anos de avaliação, foi de  $0,27 \text{ cm.ano}^{-1}$ , representando um acréscimo de 4,9% no diâmetro médio aritmético calculado para todas as espécies. A espécie pioneira *Piptocarpha angustifolia* foi a que apresentou o maior incremento periódico anual, de  $0,83 \text{ cm.ano}^{-1}$ , seguida por *Myrcianthes cisplatensis* e *Nectandra megapotamica*, que cresceram  $0,66$  e  $0,56 \text{ cm.ano}^{-1}$ , respectivamente. *Araucaria angustifolia* apresentou baixo desempenho quanto ao incremento diamétrico, ocupando a 22ª posição com  $0,27 \text{ cm.ano}^{-1}$ .

De acordo com Cubas (2011), a área basal da floresta apresentou um incremento de  $0,4714 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ . Em relação ao incremento em área basal por espécie, *Araucaria angustifolia* foi a que apresentou os maiores ganhos, igual a  $0,187 \text{ m}^2.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ , seguida por *Ocotea porosa* com  $0,126 \text{ m}^2.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$  e *Cupania vernalis* com  $0,062 \text{ m}^2.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ .

### **3.5 Tendências da mortalidade, recrutamento e incremento na Floresta com Araucária**

A Tabela 2 apresenta a relação dos 11 trabalhos analisados e as variáveis referentes à dinâmica florestal que foram contempladas. A partir destes dados, obteve-se a média aritmética para as diferentes áreas bem como para o conjunto de dados como um todo, cujos resultados são discutidos a seguir.

Tabela 2: Resultados de trabalhos de dinâmica em Floresta com Araucária sob o domínio do PELD – Sítio 9.

Variáveis	Fonte											Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Local	SJ	SJ	SJ	SJ	SJ	GC	GC	GC	Irati	Irati	TB	
Área amostral (ha)	8,00	3,50	9,00	3,50	3,50	8,00	4,00	8,00	25,00	25,00	26,00	-
DAP inclusão (cm)	10,00	10,00	20,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	-
Taxa de mortalidade (%)	0,21	1,49	1,15	1,10	0,47	1,84	1,97	0,25	1,69	1,78	2,14	1,29
Taxa de recrutamento (%)	1,62	3,50	1,31	3,00	0,72	5,03	1,83	1,39	1,31	1,39	2,01	2,18
Incremento DAP (cm.ano <sup>-1</sup> )	0,34	0,18	0,27	0,25	-	0,13	-	-	0,23	0,23	0,27	0,23
Incremento G (m <sup>2</sup> .ano <sup>-1</sup> )	0,71	0,35	0,42	0,48	-	-	0,12	-	0,21	0,24	0,28	0,34
Incremento V (m <sup>3</sup> .ano <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	2,83	-	-	1,48	-	-	-	2,15

GC: General Carneiro; SJ: São João do Triunfo, TB: Flona de Três Barras. 1: Durigan, 1999; 2: Pizatto, 1999; 3: Schaaf, 2001; 4: Rossi, 2007; 5: Sanquetta et al., 2003; 6: Barth Filho, 2002; 7: Mognon, 2011; 8: Sanquetta et al., 2003; 9: Roik, 2012; 10: Stepka, 2008; 11: Cubas, 2011.

De acordo com os resultados obtidos em São João do Triunfo, excetuando-se o trabalho de Schaff (2001), cujo diâmetro de inclusão adotado foi superior aos demais, a taxa média de recrutamento foi superior à taxa de mortalidade ( $2,21\%.\text{ano}^{-1}$  e  $0,82\%.\text{ano}^{-1}$ , respectivamente). Essa tendência foi observada em todos os trabalhos desenvolvidos nesta área de estudo, com taxas de mortalidade variando de  $0,21\%$  a  $1,49\%$  e taxa de recrutamento variando de  $0,72\%.\text{ano}^{-1}$  a  $3,50\%.\text{ano}^{-1}$ .

Quanto ao incremento diamétrico, a média observada na área de São João do Triunfo foi de  $0,26\text{ cm}.\text{ano}^{-1}$ , variando de  $0,18\text{ cm}.\text{ano}^{-1}$  a  $0,34\text{ cm}.\text{ano}^{-1}$ . Considerando o incremento em área basal, a média foi igual a  $0,51\text{ m}^2.\text{ano}.\text{ha}^{-1}$ , apresentando variação de  $0,35\text{ m}^2.\text{ano}.\text{ha}^{-1}$  a  $0,71\text{ m}^2.\text{ano}.\text{ha}^{-1}$ . O incremento volumétrico foi avaliado apenas no trabalho desenvolvido por Sanquetta et al. (2003), que observaram um valor de  $2,83\text{ m}^3.\text{ano}.\text{ha}^{-1}$ .

De acordo com os trabalhos desenvolvidos na área de General Carneiro, a taxa média do recrutamento foi superior à taxa média da mortalidade ( $2,75\%$  e  $1,35\%$ ), corroborando com os resultados observados em São João do Triunfo para essas variáveis. Enquanto as taxas de mortalidade apresentaram pouca diferença entre os trabalhos, variando de  $0,25\%.\text{ano}^{-1}$  a  $1,97\%.\text{ano}^{-1}$ , as taxas de recrutamento apresentaram variação maior, estando entre  $1,39\%.\text{ano}^{-1}$  e  $5,03\%.\text{ano}^{-1}$ . Diferentemente das constatações de Barth Filho (2002) e Sanquetta et al. (2003), cuja diferença entre mortalidade e ingresso foi marcante, as variações observadas por Mognon (2011) entre essas variáveis foi bem menor, como pode ser observado na Tabela 2, indicando maior equilíbrio nos processos dinâmicos da floresta ao longo do período considerado por este autor.

Em relação ao incremento diamétrico na área de General Carneiro, apenas o trabalho de Barth Filho considerou essa variável, cujo valor foi de  $0,13\text{ cm}.\text{ano}^{-1}$ . Da mesma forma, apenas o trabalho de Mognon (2011) considerou o incremento em área basal, igual a  $0,12\text{ m}^2.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ , e somente Sanquetta et al. (2003) consideraram o incremento volumétrico da floresta, que foi igual a  $1,48\text{ m}^3.\text{ha}.\text{ano}^{-1}$ .

Considerando o trabalho de Stepka (2008) e Roik (2012), desenvolvidos na Flona de Irati, observa-se que a taxa de mortalidade foi superior às taxas de ingresso ( $1,78\%.\text{ano}^{-1}$  e  $1,69\%$  para a mortalidade e  $1,39\%.\text{ano}^{-1}$  e  $1,31\%.\text{ano}^{-1}$  para o recrutamento, respectivamente). Tais resultados diferem da tendência observada nos trabalhos desenvolvidos nas áreas de São João do Triunfo e General Carneiro, onde a taxa de recrutamento foi, em todos os casos, superior à taxa de mortalidade.

Quanto ao incremento diamétrico na Flona de Irati, Stepka (2008) e Roik (2012) observaram valores semelhantes ( $0,23\text{ cm.ano}^{-1}$  e  $0,23\text{ cm.ano}^{-1}$ , respectivamente), com o mesmo padrão sendo observado para o incremento em área basal ( $0,21\text{ m}^2.\text{ha.ano}^{-1}$  e  $0,24\text{ m}^2.\text{ha.ano}^{-1}$ , respectivamente), resultando em uma média de  $0,23\text{ m}^2.\text{ha.ano}^{-1}$ . Nenhum dos estudos realizados nestas áreas contemplou o incremento volumétrico da floresta.

Considerando todas as áreas avaliadas pelos trabalhos, com exceção de Schaaf (2001), observa-se que a taxa média do recrutamento igual a  $2,18\%.\text{ano}^{-1}$  foi superior à taxa de mortalidade de  $1,29\%$  ao ano (Tabela 2), apresentando coeficiente de variação de  $50,67\%$  e  $41,31\%$ , respectivamente. Esses resultados assemelham-se aos observados por Figueiredo Filho et al. (2010) que consideraram áreas em comum com o presente trabalho, além de áreas do Rio Grande do Sul. Segundo os autores, na Floresta Ombrófila Mista a taxa de recrutamento tende a ser superior à taxa de mortalidade estando em torno de  $3\%$  ao ano para o recrutamento e entre  $1\%$  e  $2\%$  ao ano para a mortalidade, corroborando com os resultados obtidos no presente estudo.

O incremento diamétrico médio obtido a partir de todas as áreas avaliadas foi igual a  $0,23\text{ cm.ano}^{-1}$ , sendo esta a variável que apresentou maior homogeneidade entre os trabalhos ( $\text{CV}\% = 30,86\%$ ). Resultado semelhante foi obtido por Figueiredo Filho et al. (2010), indicando que este valor de incremento pode servir como um bom indicador da capacidade de crescimento das Florestas com Araucária. A média do incremento em área basal foi de  $0,34\text{ m}^2.\text{ha.ano}^{-1}$  sendo este o atributo de maior variabilidade entre os trabalhos considerados, estando entre  $0,12\text{ m}^2.\text{ha.ano}^{-1}$  e  $0,71\text{ m}^2.\text{ha.ano}^{-1}$ , resultando em um coeficiente de variação de  $57,34\%$ .

## REFERÊNCIAS

Barth Filho, N. **Monitoramento do crescimento e da produção em Floresta Ombrófila Mista com uso de parcelas permanentes**. 2002. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Cubas, R. **Florística, estrutura e dinâmica em uma Floresta Ombrófila Mista no norte do estado de Santa Catarina**. 2011. 148 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Irati, PR.

Das, A.; Battles, J.; Stephenson, N. L.; Van Mantgem, P. J. The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 7, p.1203-1213, 2011.

Durigan, M.E. **Florística, dinâmica e análise proteica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR**. 1999. 138 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Figueiredo Filho, A.; Dias, A. N.; Stepka, T. F.; Sawczuk, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010.

Franklin, J.F., Shugart, H.H., Harmon, M.E. Tree death as an ecological process. **Bioscience**, v. 37, p.550–556, 1987.

Husch, B.; Miller, C. I.; Beers, T. W. **Forest mensuration**. 3. ed. New York: Ronald, 1982. 402p.

Kohler, P.; Huth, A. Impacts of recruitment limitation and canopy disturbance on tropical tree species richness. **Ecological Modelling**, v. 203, n. 3-4, p. 511-517, 2007.

Kuuluvainen, T.; Aakala, T. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. **Silva Fennica**, v. 45, n. 5, p. 823-841, 2011.

Longhi, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze no sul do Brasil**. 1980. 220 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Mognon, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizada no sul do estado do Paraná**. 2011. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Pizzato, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR: 1995 a 1998**. Curitiba, 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Roik, M. **Florística, dinâmica e modelagem do incremento diamétrico em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná**. 2012. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Irati, PR.

Rossi, L. M. B. **Processo de difusão para simulação da dinâmica de Floresta Natural**. 2007. 168 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Sanquetta, C. R.; Mattei, V. L. **Perspectivas de recuperação e manejo sustentável das Florestas de Araucária**. Curitiba: Multigraf, 2006. 299p.

Sanquetta, C. R.; Corte, A. P. D.; Einfeld, R. L. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de araucária (*Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze.) no Estado do Paraná. **Revista Ciências Exatas**, Guarapuava-PR, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003.

Schaaf, L.B.; **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná**. 2001. 131 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Stepka, T.F. **Modelagem da dinâmica e prognose da estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista por meio de matriz de transição e razão de movimentação**. 2008. 152 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, PR.

Vanclay, J. K. **Modeling forest growth and yield**. Copenhagen: Cab. International, 1994. 312p.



## **CAPÍTULO 5**

# **ECOLOGIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NO SISTEMA FAXINAL: DISPERSÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL**

Autores:

**Luciano Farinha Watzlawick**

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

**Jey Marinho de Albuquerque**

## 1. INTRODUÇÃO

Os faxinais são pequenos povoados rurais, em que é possível observar sistemas coletivos de produção, que combinam o cultivo agrícola em lotes individuais com a criação comunitária de animais (SEAE, 2010).

Embora possibilitem a manutenção de fragmentos florestais em seu interior, os sistemas faxinais exercem pressão sobre a floresta, seja devido à extração seletiva de espécies madeireiras e/ou ao pastejo no interior da floresta.

A utilização dos recursos florestais pelos povos faxinalenses, quando feita de forma desordenada, promove a redução da diversidade florística e descaracterização estrutural da floresta (Albuquerque, 2009).

Faz-se necessário, portanto, compreender os principais aspectos ecológicos envolvidos nas florestas sob o sistema faxinal, visando subsidiar planos de manejo e conservação. Dentre os aspectos mais relevantes, destacam-se a ecologia de dispersão de sementes e a distribuição espacial das espécies florestais. Tais informações são importantes para a compreensão dos processos de regeneração das florestas.

A dispersão de sementes é uma etapa determinante no ciclo de vida das plantas. Em última instância, a dispersão de sementes irá determinar onde novos indivíduos irão sobreviver ou morrer, constituindo-se, portanto, num processo determinante da distribuição espacial das espécies no ambiente.

Segundo Pijl (1982), em busca de uma maior eficiência no processo de perpetuação, as espécies desenvolveram diferentes mecanismos de dispersão. Estas estratégias constituem diferentes síndromes, adaptadas aos agentes transportadores dos diásporos.

O espectro de dispersão é a proporção relativa das estratégias utilizadas pelas espécies de uma determinada tipologia vegetal (Hughes et al., 1994). Na composição florística da maioria das florestas tropicais e subtropicais existe maior proporção de espécies arbóreas com diásporos propensos à dispersão zoocórica, seguidas por anemocóricas e autocóricas (Costa et al., 1992).

Portanto, a dispersão de sementes é um fator essencial para a colonização de habitats e constituição da estrutura espacial e temporal de populações de plantas, podendo causar um profundo efeito sobre a dinâmica, estrutura e composição de comunidades florestais (Townsend et al., 2006).

O processo de dispersão de sementes pode ser um fator determinante na distribuição espacial dos indivíduos de uma comunidade vegetal (Urbanetz et al., 2003). Geralmente em florestas, os indivíduos podem estar localizados no espaço de três formas básicas: aleatória – quando distribuídos ao acaso, regular – quando em intervalos similares, e agregada – no caso da formação de “manchas” (Meirelles e Luiz, 1995).

Conforme Hutchings (1986) *apud* Rosseto et al. (2005), tais padrões espaciais são influenciados pela interação de diferentes fatores, como a dispersão de sementes produzidas pela planta-mãe, a influência de fatores abióticos sobre a chuva de sementes, características dos animais que atuam como agentes dispersores e a existência de dispersores secundários, susceptibilidade das sementes à predação, e a localização de ambientes favoráveis à germinação.

De acordo com o exposto, o objetivo desse trabalho foi estudar as síndromes de dispersão de espécies arbóreas ocorrentes em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista sob o Sistema Faxinal nos municípios de Rebouças e Turvo, Paraná. Avaliou-se também a distribuição espacial das espécies presentes, e a possível correlação entre síndromes de dispersão e distribuição espacial.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Localização e caracterização da área de estudo**

O foco central deste trabalho foi a vegetação do Sistema de Faxinal no município de Rebouças, que conforme a análise de Albuquerque (2000) possui atualmente quatro comunidades que apresentaram ao IAP (Instituto Ambiental do Paraná), até o ano de 1998, a proposta de criação da ARESUR. Tais localidades apresentam Sistema de Faxinal com criadouro comunitário ativo,

registrados no IAP, das quais, cita-se: Faxinal do Marmeleiro de Baixo, Faxinal do Marmeleiro de Cima, Faxinal do Barro Branco, Faxinal do Salto. Sendo que o presente estudo foi realizado no Faxinal Marmeleiro de Cima.

O município de Rebouças encontra-se no “Segundo Planalto Paranaense”, o qual se apresenta como um grande patamar intermediário entre os grandes planaltos paranaenses, constituído, de sedimentos antigos do Paleozóico (Devoniano), onde o relevo predominante varia de suave ondulado a ondulado (EMBRAPA, 1999). A altitude média da região é de 815 m.

Segundo a classificação de Koeppen, o clima é Cfb – Subtropical Úmido Mesotérmico, com verões frescos, sem estações secas e com geadas. A temperatura média do mês mais frio é menor que 18°C e do mês mais quente é menor que 22°C (Paraná, 1987).

A Floresta Ombrófila Mista, conhecida também como “mata-de-araucária” ou “pinheiral”, é um tipo de vegetação do Planalto Meridional, onde ocorria a maior frequência. Segundo o IBGE (1992), esta área é considerada como o seu atual “clímax climático”, contudo esta floresta apresenta disjunções florísticas em refúgios situados nas Serras do Mar e Mantiqueira, muito embora no passado tenha se expandido bem mais ao norte porque a família Araucariaceae apresentava dispersão paleogeográfica que sugere uma ocupação diferente da atual.

## **2.2 Unidade Amostral**

Em uma Floresta Ombrófila Mista em Sistema Faxinal (Faxinal Marmeleiro de Cima) localizada no município de Rebouças – PR, foi instalada uma parcela permanente, possuindo 1 ha (100 m x 100 m) esta subdividida em 100 subunidades contíguas de 100 m<sup>2</sup> (10 m x 10 m).

Para tanto a unidade amostral permanente foi demarcada em campo com a utilização de balizas e bússola apropriada. A mesma está orientada no sentido norte/sul, sendo que todas as árvores cujo DAP (diâmetro à altura do peito) forem maiores ou iguais a 10 cm foram numeradas com etiquetas de

metal a altura de 1,30 m do solo. Também foi realizada a identificação botânica das espécies e o mapeamento das árvores em croqui.

### 2.3 Análise das síndromes de dispersão

Para a caracterização da síndrome de dispersão dos diásporos (sementes) das espécies coletadas, foi utilizado três critérios e categorias propostos por Pijl (1982), reunindo três grupos básicos:

- Anemocóricas: quando os diásporos apresentam-se alados, plumosos ou em forma de balão ou poeira;
- Zoocóricas: quando apresentam atrativos e/ou fontes alimentares em seus diásporos, e também aquelas com estruturas adesivas como ganchos, cerdas, espinhos, etc.;
- Autocóricas: quando dispersam os diásporos por gravidade ou apresentam mecanismos de auto-dispersão como a deiscência explosiva.

### 2.4 Distribuição espacial das espécies florestais

A distribuição espacial das espécies foi calculada pelo Índice de Payandeh – P - (1970). Estimando-se este índice obtém-se o grau de agregação da espécie por meio da relação entre a variância do número de árvores por parcela, e a média do número de árvores.

$$P_i = \frac{S_i^2}{M_i}; \quad M_i = \frac{\sum_{j=1}^j n_{ij}}{u_T}; \quad S_i^2 = \frac{\sum_{j=1}^j n_{ij}^2 - \frac{\left(\sum_{j=1}^j n_{ij}\right)^2}{u_T}}{u_T - 1}$$

em que:

Pi = “Índice de Payandeh” para i-ésima espécie;

Si<sup>2</sup> = variância do número de árvores da i-ésima espécie;

Mi = média do número de árvores da i-ésima espécie.

Classif. Pi = Classificação do padrão de distribuição espacial dos indivíduos das espécies.

Os padrões de distribuição espacial são determinados pelo valor do Índice obtido para as populações. A distribuição pode ser aleatória ou não agrupada ( $P < 1$ ); tendência ao agrupamento ( $1 \leq P \leq 1,5$ ); ou agrupada ( $P > 1,5$ ). Os cálculos foram efetuados com o uso software Mata Nativa (CIENTEC, 2006).

## **2.5 Relação entre síndromes e distribuição espacial**

Testou-se a correlação entre as síndromes de dispersão e distribuição espacial das 33 espécies. Para tal, efetuou-se a análise de correlação com o cálculo do Coeficiente de Correlação de Pearson, utilizando o software SPSS 13.0 (2004).

## **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **3.1 Síndromes de dispersão**

O levantamento florístico realizado no Faxinal Barro Branco resultou num total de 36 espécies identificadas. Para 33 espécies foram identificadas as síndromes de dispersão correspondentes enquanto as 3 espécies restantes não foram consideradas nesse estudo em virtude da falta de dados consistentes a respeito de suas síndromes.

A Tabela 1 relaciona as espécies consideradas no presente trabalho com suas respectivas síndromes de dispersão. Do total de espécies, 82,35% foram classificadas como espécies de dispersão zoocóricas; 14,70% como espécies de dispersão anemocórica; 2,94% como espécies autocóricas.

Almeida et al. (2008), avaliando as síndromes de dispersão em fragmentos da Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro, PR, constataram o predomínio da síndrome zoocórica (66,67%); seguida pela síndrome anemocórica (17,95%); e síndrome autocórica (15,38%). Rondon Neto et al. (2001), também avaliando síndromes de dispersão na Floresta Ombrófila Mista no município de Criúva, RS, encontraram proporções de 75,7% de espécies

zoocóricas; 18,9% de espécies anemocóricas; e 5,4% de espécies autocóricas. Outro estudo (Liebsch e Acra, 2007), também conduzido na Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR, identificou 65,5% das espécies florestais como zoocóricas; 23,6% como anemocóricas; e 9% como autocóricas.

Tabela 1: Espécies amostradas no Faxinal Barro Branco, e respectivas síndromes de dispersão.

Nome científico	Nome Popular	Síndrome		
		An	At	Zo
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Erva-mate			X
<i>Ilex theezans</i> Mart.	Orelha-de-mico			X
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-do-Paraná			X
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.	Carobinha	x		
<i>Cinnamodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	Pimenteira			X
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Branquilha-bravo		x	
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	Canafístula	x		
<i>Aegiphyla sellowiana</i> Cham.	Pau-de-gaiola			
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Caneleira			X
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Canela-amarela			X
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-imbuia			X
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Canela-pimenta			X
<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	Canela-sassafrás			X
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-guaicá			X
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & C. Mart.) Barroso	Imbuia			X
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schldl.	Dedaleiro	x		
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	x		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	Guabiroba-de-árvore			X
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cerejeira			X
<i>Curitiba prismatica</i> D. Legrand	Murta			X
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Caingá			X
<i>Myrcianthes gigantea</i> D. Legrand	Araçá-do-mato			X
<i>Darbergia brasiliensis</i> Vogel	Jacarandá	x		
<i>Pricamnia parvifolia</i> Engl.	Pau-amargo			X
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg	Véu-de-noiva			X
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S. Cowan) P.G. Waterman.	Juvevê			X
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatunga miúda			X
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Guaçatunga-graúda			X
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Guaçatunga-vermelha			X
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Cafezeiro-do-mato			X
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Cuvatã			X
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Miguel-pintado			X

An: Anemocoria; At: Autocoria; Zo: Zoocoria.

A Figura 1 relaciona graficamente as síndromes de dispersão encontradas nos diferentes estudos. Observa-se que todos os trabalhos apresentaram a mesma tendência quanto à predominância das síndromes: zoocoria > anemocoria > autocoria, sendo que a síndrome zoocórica foi consideravelmente superior a todas as demais.

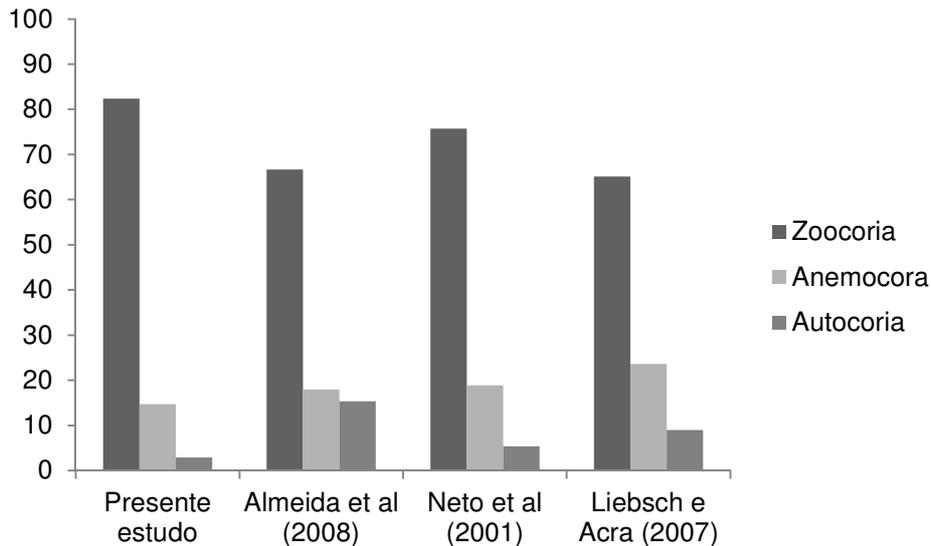


Figura 1: Síndromes de dispersão de espécies da FOM em diferentes estudos

Campassi (2006) reafirma os resultados encontrados, relatando que as comunidades da floresta ombrófila, no domínio da Mata Atlântica, apresentam a tendência de possuir maior proporção de espécies zoocóricas.

Para Howe e Smallwood (1982), a síndrome zoocórica é predominante nas florestas tropicais. Segundo Jordano (2000) *apud* Campassi (2006), a proporção de espécies tropicais lenhosas dispersas por animais pode variar de 70 a 95%. Essa proporção varia conforme os índices de pluviosidade nas diferentes formações tropicais, sendo maior nas tipologias mais úmidas, devido a uma forte associação entre a elevada taxa de precipitação e a ocorrência de frutos carnosos, preferidos por animais (Willson et al., 1989).

A proporção de 82,35% de espécies zoocóricas encontradas no “Faxinal Barro Branco” corrobora com as afirmações dos autores citados. O predomínio da zoocoria nas florestas tropicais é um importante fator ecológico, visto que

aumenta a possibilidade de interação entre espécies animais e vegetais, consistindo em um vetor da diversidade. Para Develey e Peres (2000), essa interação mutualística entre angiospermas e animais frugívoros, associados à sazonalidade da frutificação, são fatores determinantes na estabilidade de comunidades florestais.

Analisando a precipitação média das áreas onde foram realizados os trabalhos usados na comparação com o presente estudo, observou-se variações consideráveis, mesmo se tratando de única fitofisionomia. No trabalho conduzido por Liebsch e Acra (2007), observou-se a menor precipitação média anual (1400 mm). Estes mesmos autores observaram a menor proporção de espécies zoocóricas e a maior proporção de espécies anemocóricas quando comparado com os outros trabalhos e com o presente estudo.

Por outro lado, o presente estudo encontrou a maior proporção de espécies zoocóricas, e, no entanto, as médias pluviométricas da área de estudo não é a maior entre os trabalhos avaliados (1500 mm). Faz-se necessário, portanto, estudos mais específicos considerando a precipitação e dispersão de sementes nesses ambientes, com o objetivo de confirmar a hipótese de que tipologias mais úmidas favorecem a zoocoria.

No caso dos trabalhos avaliados e mais especificamente no Faxinal Barro Branco, o predomínio de espécies zoocóricas parece estar mais ligado ao manejo empregado, e histórico da área do que a outros fatores.

### **3.2 Distribuição espacial das espécies florestais**

Conforme análise da distribuição espacial das espécies arbóreas do “Faxinal Barro Branco”, 60% das espécies foram classificadas como não agrupadas, ou de distribuição aleatória; 16,67% foram classificadas como apresentando tendência ao agrupamento; e 23,33% foram classificadas como agrupadas (Tabela 2).

Tabela 2: Padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas do Faxinal Barro Branco, Rebouças, Paraná.

Nome científico	Nome Popular	Distribuição Espacial		
		Al	Ta	Ag
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Erva-mate		X	
<i>Ilex theezans</i> Mart.	Orelha-de-mico	X		
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-do-Paraná	X		
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.	Carobinha		X	
<i>Cinnamodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	Pimenteira			X
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Branquilha-bravo	X		
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	Canafístula			X
<i>Aegiphyla sellowiana</i> Cham.	Pau-de-gaiola	X		
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Caneleira	X		
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Canela-amarela	X		
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-imbuia	X		
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Canela-pimenta	X		
<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	Canela-sassafrás			X
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-guaicá		X	
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & C. Mart.) Barroso	Imbuia	X		
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schltld.	Dedaleiro		X	
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	X		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	Guabioba-de-árvore	X		
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cerejeira			X
<i>Curitiba prismatica</i> D. Legrand	Murta	X		
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Caingá			X
<i>Myrcianthes gigantea</i> D.Legrand	Araçá-do-mato			X
<i>Darbergia brasilienseis</i> Vogel	Jacarandá	X		
<i>Pricamnia parvifolia</i> Engl.	Pau-amargo	X		
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg	Véu-de-noiva	X		
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman.	Juvevé	X		
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatunga miúda	X		
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Guaçatunga-grauda	X		
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Guaçatunga-vermelha		X	
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Cafezeiro-do-mato			X
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Cuvatã			X
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Miguel-pintado	X		

Al: Aleatória; Ta:Tendência ao agrupamento; Ag: Agrupado

Avaliando a distribuição espacial de espécies arbóreas de fragmento da Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS, Nascimento et al. (2001) constatou a predominância do padrão de distribuição espacial agrupado (46,67%); seguido da distribuição aleatória (35,55%); e finalmente, 17,78% das

espécies apresentaram tendência ao agrupamento. Em estudos semelhantes, em remanescentes da Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC, Klauberg et al. (2010); também encontrou a predominância de espécies agregadas.

Autores encontraram outras tipologias florestais constataram a predominância da distribuição agrupada (Garcia e Sartori, 2009; Giehl et al., 2007; Lindenmaier e Budke, 2006; Hardy e Sonké, 2004). Segundo Barbour et al. (1987), a distribuição agrupada ocorre principalmente devido a existência de locais mais favoráveis à ocorrência de determinadas espécies, que acabam se concentrando em nestes ambientes, o que demonstra uma característica seletiva por parte desses indivíduos.

Por outro lado, a distribuição espacial aleatória, predominante no “Faxinal Barro Branco” (60% das espécies), geralmente é associada a uma homogeneidade ambiental, levando as espécies ocorrentes a um comportamento não seletivo em relação às características ambientais (Barbour et al., 1987). Ainda, para Nascimento et al. (2001), espécies que habitam locais alterados, como grandes clareiras e bordas de floresta, apresentam o padrão aleatório, associado também à alta densidade das espécies.

O padrão de distribuição espacial aleatório é raro em comunidades vegetais, considerando que a maioria das populações apresenta algum grau de agregação dos indivíduos no espaço (Legendre e Fortin, 1989). Para Odum (1988), há poucos motivos para as plantas apresentarem distribuição completamente aleatória devido a fatores ligados à reprodução, que favorecem o agrupamento, e a existência de poucos fatores ambientais e biológicos influenciando a ocorrência das espécies.

Fatores associados à predominância da distribuição espacial aleatória no Faxinal Barro Branco podem estar ligados preferencialmente ao manejo do sistema faxinal e não em função das características ambientais e/ou ecológicas. Considera-se, portanto, que tal sistema envolve a extração seletiva de espécies florestais e pastejo de animais no interior da floresta, reduzindo a diversidade florística e a frequência de espécies comuns da Floresta Ombrófila Mista, descaracterizando-a (Albuquerque, 2009).

### **3.3 Relação entre síndromes de dispersão e agregação de espécies**

O Coeficiente de Correlação de Pearson entre as síndromes de dispersão e os padrões de distribuição espacial das espécies ocorrentes no “Faxinal Barro Branco” foi de 0,255, indicando pouca relação entre essas variáveis.

Alguns autores sugerem que espécies zoocóricas e autocóricas apresentam distribuição agrupada, enquanto espécies anemocóricas apresentam distribuição aleatória (Oliveira et al., 1989; Meirelles e Luiz, 1995; Howe, 1989). No entanto, essa afirmativa não se constitui em um padrão em todas as comunidades vegetais. Tal fato pode ser confirmado pelo presente trabalho, onde a alta proporção de espécies zoocóricas (82,35%), não se correlacionou com o predomínio do padrão de distribuição espacial agrupado, visto que o padrão de distribuição espacial predominante para as espécies da área estudada foi a distribuição aleatória (60%).

Em trabalhos semelhantes (Rosseto et al., 2005; Garcia e Sartori, 2009; Urbanetz et al., 2003), os autores avaliaram a relação entre as síndromes de dispersão e distribuição espacial das espécies, e não identificaram correlação entre esses processos. Tais resultados corroboram com o presente estudo, ressaltando a dificuldade em se inferir genericamente a respeito da relação síndromes de dispersão/distribuição espacial.

Para Garcia e Sartori (2009), nas fases iniciais da vida das plantas o padrão de distribuição espacial é determinado pela capacidade de dispersão, porém esse pode ser modificado ao longo do tempo de acordo com a amplitude ecológica de cada espécie. Urbanetz et al. (2003), complementa afirmando que a simples relação das síndromes de dispersão com a distribuição espacial das espécies não leva em conta diversos fatores como a existência de dispersores secundários e competição interespecífica pós estabelecimento das plântulas, que podem ser os fatores de maior relevância no padrão de distribuição dos indivíduos jovens.

Quanto ao padrão de distribuição espacial, deve-se considerar que esse não permanece constante para uma mesma espécie ao longo de todo seu ciclo de vida, podendo haver variações em seus estádios (Augspurger, 1983). Portanto, para uma avaliação mais precisa das relações entre dispersores e a

agregação das espécies florestais, bem como dos fatores que influenciam tais processos, é importante conduzir estudos que envolvam todas as fases de vida das espécies de interesse.

#### **4. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A síndrome de dispersão predominante no Faxinal Barro Branco foi a zoocórica, sendo esta a síndrome de maior ocorrência em florestas tropicais úmidas. Este fato remete a interações mutualísticas entre animais e plantas, consistindo em um vetor da biodiversidade importante nos remanescentes de florestas tropicais.

O padrão de distribuição espacial aleatório predominou nas espécies avaliadas. Este padrão não é normalmente encontrado em florestas, sendo, portanto, neste caso, reflexo do manejo empregado no sistema faxinal, e das características antropizadas da floresta.

Não foi constatada correlação entre as síndromes de dispersão e os padrões de distribuição espacial das espécies do faxinal estudado. São necessários estudos mais aprofundados envolvendo outros fatores ecológicos e fases de desenvolvimento das plantas para melhor compreensão dessa relação.

#### **REFERÊNCIAS**

Albuquerque, J.M. **Florística, estrutura e aspectos físicos da Floresta Ombrófila Mista em Sistema Faxinal no município de Rebouças, Paraná**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati-PR.

Almeida, S.R. et al. “Florística e síndromes de dispersão de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em sistema faxinal”. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 2, p.289-297, 2008.

Augspurger, C.K. Offspring recruitment around tropical trees: changes in cohort distance with time. **Oikos**, v. 40, n. 2, p.189-196, 1983.

Barbour, M.G. et al. **Terrestrial plant ecology**.2.ed. California: Benjamin/Cummings, 1987.

Campassi, F. **Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos de espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais da Mata Atlântica**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – ESALQ, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

CIENTEC. **Mata Nativa**. Viçosa, 2006. Versão 2.1 CD-ROM. Sistema operacional Windows e manual do usuário.

Costa, L.G.S.; Piña-Rodrigues, F.C.M.; Jesus, R.M. Grupos ecológicos e a dispersão de sementes arbóreas em um trecho de floresta tropical na Reserva Florestal de Linhares – ES. **Revista do Instituto Florestal**, v. 4, p.303-305, 1992.

Develey, P.F.;Peres, C.A. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 33-53, 2000.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

Garcia, A.S.; Sartori, A.L.B. **Síndromes de dispersão e distribuição espacial de leguminosas arbóreas em um fragmento de cerradão da RPPN UFSM, Campo Grande, Mato Grosso do Sul**. 2009. 13p. Disponível em: <<http://www.propp.ufms.br/gestor/titan.php?target=openFile&fileId=546>> Acesso em: 20 jun 2011.

Giehl, E.L.H.; Budke, J.C.; Athayde, E.A. Distribuição espacial de espécies arbóreas em uma Floresta Estacional em Santa Maria, sul do Brasil. **Pesquisas Botânicas**, n. 58, p. 215-226, 2007.

Gihl, E.L.H. et al. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 21, n.1, p.137-145, 2004.

Giongo, C.; Waechter, J.L. Composição florística e espectro de dispersão das espécies arbóreas de uma floresta mista com *Podocarpus*, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 333-335, 2007.

Hardy, O.J.; Sonké, B. Spatial pattern analysis of tree species distribution in a tropical rain forest of Cameroon: assessing the role of limited dispersal and niche differentiation. **Forest Ecology and Management**, v. 197, p. 191-202, 2004.

Howe, H.F. Scatter-and-clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. **Oecologia**, v. 79, p.417-426, 1989.

Howe, H. F.; Smallwood, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.

Hughes, L. et al. Predicting dispersal spectra: a minimal set of hypotheses based on plant attribute. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 933-950, 1994.

Klauber, C. et al. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 35-47, 2010

Legendre, P.; Fortin, M.J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, v. 80, p. 107-138, 1989.

Liebsch, D.; Acra, L.A. Síndromes de dispersão de diásporos de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Acadêmica**, v. 5, n. 2, p. 167-175, 2007.

Lindenmaier, D.S.; Budke, J.C. Florística, diversidade e distribuição espacial das espécies arbóreas em uma Floresta Estacional na Bacia do Rio Jacuí, sul do Brasil. **Pesquisas Botânicas**, n. 57, p. 193-216, 2006.

Meirelles, M.; Luiz, A. Padrões espaciais de árvores de um cerrado em Brasília. **Revista Brasileira de Botânica**, v.18, n. 2, p. 185-189, 1995.

Nascimento, A.T.; Longhi, S.J.; Brena, D.A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2001.

Rondon Neto, R.M; Watzlawick, L.F.; Caldeira, M.V.W. Diversidade florística e síndromes de dispersão de diásporos das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Ciências Exatas e Naturais**, v. 3, n. 2, p. 209-216, 2001.

Odum, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

Oliveira, P.E.; Ribeiro, J. F.; Gonzales, M. I. Estrutura e distribuição espacial de uma população de *Kielmeyera coriacea* Mart. de cerrados em Brasília. **Revista Brasileira de Botânica**, v.12, p. 39-47, 1989.

Paraná. Secretária de Estado de Agricultura e Abastecimento, Instituto de Terras, Cartografia e Florestas. **Atlas do Estado do Paraná**, Curitiba, 73p. 1987.

Paise, G.; Vieira, E. M. Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n.3, p.615-625, 2005.

Rosseto, V.; Araújo, J. S.; Sfair, J. C.; Latini, A. O. **Avaliação da distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de cerrado do município de Itapirapina SP.** 13p., 2005. Disponível em: <<http://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/ecocampo/ne211/2005/R2-b.pdf>> Acesso em: 20 jun 2011.

SECRETARIA ESPECIAL PARA ASSUNTOS ESTRATÉGICOS – SEAE. **Faxinais ajudam a preservar áreas de floresta de araucárias.** 2010.

Urbanetz, C.; Oliveira, V.C.; Mancuso; R.; Faldini, R. L. **Padrão espacial, escala e síndromes de dispersão.** 6p. 2003. Disponível em: <<http://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/ne211r3a2003.pdf>> Acesso em: 20 jun 2011.

Pijl, V. L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer Verlag, 215p, 1982.

Willson, M. F.; Rice, B. L.; Westoby, M. Seed dispersal spectra: a comparison of temperate communities. **Journal of Vegetation Science**, v.1, p. 547-560, 1990.



## **CAPÍTULO 6**

# **DINÂMICA E REGENERAÇÃO NATURAL EM UM REMANESCENTE DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA SOB INFLUÊNCIA DE TAQUARAS**

Autores:

**Ana Paula Dalla Corte**

**Carlos Roberto Sanquetta**

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

**Francelo Mognon**

## 1. INTRODUÇÃO

Ao longo do último século a exploração das florestas ao redor do mundo, focada primariamente na produção madeireira, deixou grande parte desses ecossistemas com uma estrutura simplificada e baixa diversidade florística (Boucher et al., 2009). Este processo de degradação tem gerado preocupações no sentido de mudar o foco exclusivo da produção e considerar outros benefícios proporcionados pela floresta, como a preservação da biodiversidade e outras funcionalidades dos ecossistemas. Com o intuito de atingir esses novos objetivos, planos de manejo que incluem o corte controlado de espécies e promovem pequenos distúrbios podem ser desenvolvidos para minimizar os impactos e conduzir as florestas a uma condição melhorada.

Os distúrbios naturais ocorrentes em florestas são reconhecidos como importantes fatores que promovem alterações em pequenas escalas e permitem que o processo de sucessão tenha sequência (Schliemann e Bockheim, 2011). Dentre os distúrbios recorrentes em florestas a formação de clareiras ou abertura do dossel é um dos processos mais importantes na renovação florestal, pois influencia as taxas de germinação, mortalidade e desenvolvimento das espécies e permite a interação de grupos ecológicos distintos (Whitmore, 1989).

Em alguns casos a formação de clareiras em florestas pode favorecer o avanço de espécies oportunistas, como espécies de taquaras. A intensa ocupação por taquaras interfere na dinâmica da floresta trazendo efeitos sobre a mesma, principalmente no que diz respeito à regeneração e manutenção das espécies. Maack (1968) já observara a abundância das taquaras nas florestas paranaenses, sendo os gêneros *Chusquea* e *Merostachys* os mais frequentes. Segundo Smith et al. (1981) o descontrole populacional de taquaras em alguns locais é apontado como um fator inibidor da regeneração natural de espécies arbóreas e Liebsch e Reginato (2009) complementam que o controle dessa elevada densidade de taquaras em muitos casos é o primeiro passo para acelerar a regeneração de espécies arbóreas.

Sendo assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista sob a influência de taquaral, bem como avaliar a regeneração da araucária em locais com remoção de taquaras em diferentes intensidades.

## **2. METODOLOGIA**

### **2.1. Estrutura horizontal e dinâmica**

O presente estudo foi conduzido no município de General Carneiro, PR, onde a estrutura horizontal e dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista sob influência de taquaras foi avaliada a partir de uma unidade amostral de 1 ha. Todos os indivíduos com DAP  $\geq$  10cm foram identificados botanicamente e mensurados. A primeira avaliação foi efetuada em 2002, juntamente com o controle das taquaras em diferentes intensidades, conforme explanado adiante. Em 2004 o experimento foi reavaliado.

Estimou-se os parâmetros fitossociológicos de densidade, dominância, frequência e Índice de Valor de Importância para as espécies do remanescente em ambas as ocasiões. Os indivíduos que morreram durante o intervalo de tempo foram contabilizados como mortalidade enquanto os indivíduos que atingiram o diâmetro mínimo de inclusão foram considerados recrutamento.

### **2.2. Regeneração de *Araucaria angustifolia***

O experimento para a avaliação da regeneração de *Araucaria angustifolia* foi realizado na unidade amostral de 1 ha, também utilizada para a avaliação da estrutura e dinâmica da floresta. A unidade de 10 000 m<sup>2</sup> foi dividida em 25 unidades experimentais de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>). Cada unidade recebeu um tratamento de controle de taquaras, com 5 repetições seguindo o delineamento experimental inteiramente casualizado, conforme a Figura 1.

Os tratamentos empregados foram os seguintes:

T1 – Testemunha;

T2 – Corte total da taquara e abandono;

T3 – Corte total da taquara e retirada;

T4 – Corte total da taquara e abandono (duas vezes);

T5 – Corte total da taquara + corte sub-dossel (DAP < 31,5 cm), sem retirada.

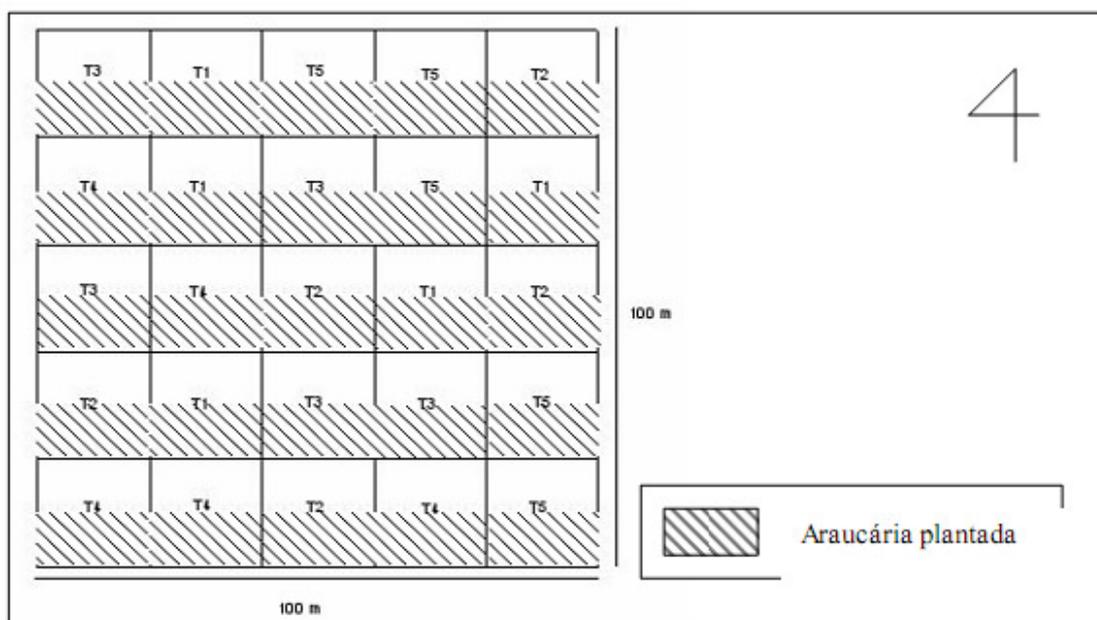


Figura 1: Esquema da aplicação dos tratamentos na área amostral.

Cada unidade experimental foi ainda dividida em duas porções, cada qual com 20 x 10 m (200 m<sup>2</sup>), sendo uma mantida apenas com regeneração natural enquanto a outra foi adensada com mudas de araucária. O adensamento se deu de forma que cada metade da unidade contivesse 10 fileiras com 5 mudas cada, totalizando 50 mudas ao todo. As mudas plantadas foram produzidas em um viveiro localizado na área e com material advindo da mesma. As plantas foram padronizadas e selecionadas, procurando-se manter homogeneidade morfológica e dimensional.

O experimento foi avaliado seis meses após o adensamento com araucária, sendo considerada a sobrevivência e estado fitossanitário das plantas remanescentes.

As mudas foram enquadradas dentro das seguintes classes:

- Sobreviventes normais: vivas, sem problemas fitossanitários;

- Sobreviventes cloróticas: vivas, mas apresentando coloração verde claro, sinal de algum problema fitossanitário ou déficit nutricional;
- Sobreviventes escurecidas: vivas, mas apresentando coloração escurecida (tecidos necrosados), sinal de algum problema fitossanitário ou déficit nutricional;
- Sobreviventes outras: vivas, com outros sintomas;
- Mortas secas: mortas em pé, completamente secas;
- Mortas arrancadas: mortas devido ao efeito de animais selvagens ocorrentes na área;
- Mortas não encontradas: plantas desaparecidas, possivelmente predadas por animais selvagens ocorrentes na área.

As análises foram feitas para as avaliações em um período de dezoito meses a partir do plantio das mudas, considerando-se apenas a variável sobrevivência dentro das classes de enquadramento acima mencionadas.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Estrutura Horizontal da Floresta

A Tabela 1 apresenta os resultados dos parâmetros fitossociológicos para as principais espécies do remanescente nos períodos de 2002 e 2004. Observa-se que a floresta em estudo apresentou uma densidade total de 174 ind.ha<sup>-1</sup> em 2002 e 157 ind.ha<sup>-1</sup> em 2004, apresentando, portanto, uma redução na densidade total 17 plantas.

Tabela 1: Parâmetros Fitossociológicos para as espécies de maior importância no período de 2002 e 2004, em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista sob influência de taquaras - General Carneiro, PR.

Variável	Nome	2002	2004
Frequência Absoluta (%)	<i>Araucária angustifolia</i>	72	72
	<i>Dicksonia sellowiana</i>	16	16
	<i>Ilex paraguariensis</i>	76	64
	<i>Ilex theezans</i>	24	24
	<i>Myrcia glabra</i>	44	24
	<i>Nectandra megapotamica</i>	16	16
	<i>Ocotea porosa</i>	28	28

Variável	Nome	2002	2004
	<i>Ocotea pulchella</i>	20	20
	<i>Piptocarpha angustifolia</i>	16	16
	<i>Vernonanthura discolor</i>	16	16
	Outras	56	56
<b>Densidade Absoluta (ind.ha<sup>-1</sup>)</b>	<i>Araucaria angustifolia</i>	35	35
	<i>Dicksonia sellowiana</i>	6	6
	<i>Ilex paraguariensis</i>	55	47
	<i>Ilex theezans</i>	7	6
	<i>Myrcia glabra</i>	13	6
	<i>Nectandra megapotamica</i>	4	4
	<i>Ocotea porosa</i>	19	19
	<i>Ocotea pulchella</i>	5	5
	<i>Piptocarpha angustifolia</i>	4	4
	<i>Vernonanthura discolor</i>	5	4
	Outras	21	21
	Total	174	157
	<b>Dominância Absoluta (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>)</b>	<i>Araucaria angustifolia</i>	7,74
<i>Dicksonia sellowiana</i>		0,44	0,45
<i>Ilex paraguariensis</i>		1,51	1,26
<i>Ilex theezans</i>		0,48	0,45
<i>Myrcia glabra</i>		0,67	0,34
<i>Nectandra megapotamica</i>		0,37	0,38
<i>Ocotea porosa</i>		2,51	2,56
<i>Ocotea pulchella</i>		0,4	0,42
<i>Piptocarpha angustifolia</i>		0,12	0,12
<i>Vernonanthura discolor</i>		0,24	0,23
Outras		1,01	1,02
Total	15,48	15,08	
<b>Índice de Valor de Importância (%)</b>	<i>Araucaria angustifolia</i>	88,85	94,85
	<i>Dicksonia sellowiana</i>	10,43	11,34
	<i>Ilex paraguariensis</i>	61,18	56,46
	<i>Ilex theezans</i>	13,36	13,61
	<i>Myrcia glabra</i>	23,25	12,87
	<i>Nectandra megapotamica</i>	8,85	9,61
	<i>Ocotea porosa</i>	34,45	37,01
	<i>Ocotea pulchella</i>	10,69	11,65
	<i>Piptocarpha angustifolia</i>	7,22	7,89
	<i>Vernonanthura discolor</i>	8,58	8,63
	Outras	33,14	36,07
Total	300	300	

Isso ocorreu devido às maiores taxas de mortalidade em relação ao recrutamento. A dominância total (área basal) da floresta foi calculada em

15,48 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2002 e 15,08 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2004 dados justificados pela redução do número de plantas neste período provocado pela mortalidade.

Avaliando a Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro, Barth Filho (1999) constatou que a densidade média da floresta foi de 403 ind.ha<sup>-1</sup>, com área basal de 25,71 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Mognon (2011) avaliando as florestas da mesma região observou uma densidade de 629,5 ind.ha<sup>-1</sup> e área basal de 33,94 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Portanto, considerando os resultados do presente estudo, tanto os valores de densidade quanto de dominância evidenciam o efeito das taquaras sobre a estrutura da floresta, ou seja, comparativamente a outras áreas florestais sem incidência da taquara e com históricos semelhantes, a floresta avaliada mostra valores bastante baixos para esses dois parâmetros.

As espécies que exibiram os maiores valores de dominância foram *Araucaria angustifolia* com 7,74 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2002 e 7,86m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2004 e a *Ocotea porosa* com 2,51m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2002 e 2,56 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2004, reflexo do grande porte dos indivíduos dessas espécies e do estágio sucessional da floresta. Em ambos os casos, foram observados aumentos na área basal dessas espécies no período de 2002 a 2004, reflexo do incremento em diâmetro. Os menores valores de dominância foram também observados para os “vassourões”, face sua saída do sistema no curso da sucessão florestal.

Em relação à densidade, os maiores valores foram observados para *Ilex paraguariensis*, com 55 ind.ha<sup>-1</sup> em 2002 e 47 ind.ha<sup>-1</sup> em 2004. Em seguida, *Araucaria angustifolia* foi representada por 35 ind.ha<sup>-1</sup> (em 2002 e 2004), acompanhada pelas “outras”, com 21 ind.ha<sup>-1</sup> (em 2002 e 2004).

As espécies pioneiras típicas da Floresta Ombrófila Mista, como a *Vernonanthura discolor* e *Piptocarpha angustifolia* encontram-se, juntamente com *Ocotea pulchella* e *Nectandra megapotamica*, entre aquelas de menor abundância na floresta, indicando ela estar em um estágio sucessional mais avançado apesar da grande profusão de taquaras. Os resultados demonstram uma contrariedade em relação aos critérios e parâmetros da Resolução CONAMA 02/94, que reportam que a presença de taquaras sempre indica estágios iniciais de sucessão.

Considerando a frequência, as espécies que apresentaram os maiores valores foram: *Ilex paraguariensis* com 76% em 2002 e 64% em 2004, *Araucaria angustifolia* com 72% em 2002 e 2004 e aquelas classificadas como “outras”, com 56% em ambos os anos.

Os maiores índices de valor de importância (IVI) foram observados para *Araucaria angustifolia* (88,85% em 2002 e 94,85% em 2004), *Ilex paraguariensis* (61,18% em 2002 e 56,46% em 2004) e *Ocotea porosa* (34,45% em 2002 e 37,01% em 2004). Estes valores encontram-se associados aos valores de densidade e dominância das espécies, expressando a importância ecológica delas dentro da comunidade florestal considerada. Essas três espécies juntas representam, tanto em 2002 quanto 2004, mais que 60% do IVI total da floresta. Entretanto, a participação dessas espécies em relação ao IVI se dá de distintas maneiras sendo que *Araucaria angustifolia* apresenta densidade e dominância elevadas; *Ilex paraguariensis* elevada abundância, mas baixa dominância; enquanto a população de *Ocotea porosa* consiste de grandes indivíduos, porém em número não tão elevado.

### **3.2. Mortalidade e Ingresso**

A Tabela 2 apresenta os valores absolutos e relativos referentes à mortalidade e recrutamento ocorridos na floresta durante o período 2002-2004. Em 2002 foram encontradas 174 árvores com DAP maior do que 10 cm, sendo este valor em 2004, de apenas de 157, representando uma mortalidade absoluta de 19 indivíduos, ou 10,92% das árvores inventariadas em 2002. Já o recrutamento absoluto foi de apenas 2 plantas, correspondentes a 1,15% do número de árvores em 2002. Houve, portanto, uma perda de 17 indivíduos, representando 9,77% do número de árvores em 2002. Considerando que são dois anos de interstício temporal, chega-se às taxas anuais de 5,47% e 0,55% para mortalidade e recrutamento, respectivamente.

Tabela 2: Mortalidade e recrutamento das principais espécies observadas em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista sob influência de taquaras - General Carneiro, PR.

<b>Espécie</b>	<b>Mortalidade (N.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Mortalidade (%)</b>	<b>Recrutamento (N.ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Recrutamento (%)</b>
<i>Araucaria angustifolia</i>	-	-	-	-
<i>Dicksonia sellowiana</i>	-	-	-	-
<i>Ilex paraguariensis</i>	8	15	-	-
<i>Ilex theezans</i>	1	14	-	-
<i>Myrcia glabra</i>	7	54	-	-
<i>Nectandra megapotamica</i>	-	-	-	-
<i>Ocotea porosa</i>	-	-	-	-
<i>Ocotea pulchella</i>	-	-	-	-
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	-	-	-	-
<i>Vernonanthura discolor</i>	1	20	-	-
Outras	2	10	2	10

Avaliando a dinâmica da Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro, Barth Filho (1999) observou uma taxa de mortalidade de 1,84%.ano<sup>-1</sup>, enquanto a taxa de recrutamento apresentou-se bem superior, igual a 5,03%.ano<sup>-1</sup>. Mognon (2011), avaliando florestas na mesma região observou valores próximos para as taxas de mortalidade e recrutamento (1,97%.ano<sup>-1</sup> e 1,83%.ano<sup>-1</sup>, respectivamente).

Comparativamente, os valores observados de mortalidade e recrutamento no presente estudo demonstram indiretamente o efeito da alta densidade de taquaras na floresta, pois em florestas semelhantes e próximas à do presente estudo a mortalidade se verifica em números inferiores e o recrutamento se dá, em alguns casos, de forma mais intensa, evidenciando-se, portanto, a influência das taquaras sobre as populações arbóreas.

No tocante às espécies, observou-se que as maiores mortalidades absolutas foram detectadas para erva-mate e para o guamirim-vermelho, 8 e 7 plantas mortas respectivamente no período. Em termos relativos o percentual de mortalidade foi maior para o guamirim-vermelho, que perdeu mais da

metade de sua abundância (54% em 2 anos).

Um fato que pode estar associado à mortalidade da erva-mate é a sua elevada importância econômica na região. Devido à exploração de suas folhas como objeto de comercialização, como reportado por Schaaf (2001), as taxas de mortalidade observadas para a espécie se acentuam. Outro fator que pode estar colaborando, sem sombra de dúvidas, é a grande profusão de taquaras na área.

### 3.3. Regeneração da Araucária

Os principais resultados concernentes à regeneração da araucária estão apresentados na Tabela 3. A sobrevivência média foi de 54,5%, isto é, quase metade das mudas plantadas, de uma forma ou de outra, morreram após um ano e meio de plantio. É importante salientar que nenhum tipo de controle ou manutenção foi feito nas mudas após o plantio, deixando-as em condições totalmente naturais.

Tabela 3: Número de plantas, conforme sanidade e tratamento.

Variável	Tratamento	Repetição					Total	Média	%
		1	2	3	4	5			
Total de mudas sobreviventes	T1 - Testemunha	28	34	43	25	24	154	30,8	61,6
	T2 - Corte da taquara e abandono	35	24	25	30	24	138	27,6	55,2
	T3 - Corte da taquara e retirada	24	25	35	36	32	152	30,4	60,8
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	34	23	22	18	25	122	24,4	48,8
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	26	24	24	15	25	114	22,8	45,6
Sobreviventes normais	T1 - Testemunha	28	31	34	15	15	123	24,6	49,2
	T2 - Corte da taquara e abandono	33	14	20	21	21	109	21,8	43,6
	T3 - Corte da taquara e retirada	22	14	26	28	18	108	21,6	43,2
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	32	15	18	13	18	96	19,2	38,4
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	26	21	19	14	24	104	20,8	41,6
Sobreviventes cloróticas	T1 - Testemunha	0	1	1	1	3	6	1,5	2,4
	T2 - Corte da taquara e abandono	1	7	2	5	3	18	2	7,2
	T3 - Corte da taquara e retirada	0	8	7	6	10	31	5	12,4
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	2	5	3	5	7	22	4,5	8,8
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	0	1	5	1	1	8	0,5	3,2
Sobreviventes escurecidas	T1 - Testemunha	0	2	6	9	4	21	4,2	8,4
	T2 - Corte da taquara e abandono	1	0	0	0	0	1	0,2	0,4
	T3 - Corte da taquara e retirada	0	0	0	0	1	1	0,2	0,4
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	0	0	0	0	0	0	0	0

Variável	Tratamento	Repetição					Total	Média	%
		1	2	3	4	5			
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	0	0	0	0	0	0	0	0
Sobrevivente outras	T1 - Testemunha	0	0	2	0	2	4	0,8	1,6
	T2 - Corte da taquara e abandono	0	3	3	4	0	10	2	4
	T3 - Corte da taquara e retirada	2	3	2	2	3	12	2,4	4,8
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	0	3	1	0	0	4	0,8	1,6
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	0	0	0	0	0	2	0	0,8
Total de mudas mortas	T1 - Testemunha	22	16	7	25	26	96	19,2	38,4
	T2 - Corte da taquara e abandono	15	26	25	20	26	112	22,4	44,8
	T3 - Corte da taquara e retirada	26	25	15	14	18	98	19,6	39,2
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	16	27	28	32	25	128	25,6	51,2
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	24	26	26	35	25	136	27,2	54,4
Mortas secas	T1 - Testemunha	8	4	2	9	6	29	5,8	11,6
	T2 - Corte da taquara e abandono	9	15	4	10	14	52	10,4	20,8
	T3 - Corte da taquara e retirada	12	13	9	10	12	56	11,2	22,4
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	5	8	7	19	8	47	9,4	18,8
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	12	7	14	15	11	59	11,8	23,6
Mortas arrancadas	T1 - Testemunha	1	1	0	0	0	2	0,4	0,8
	T2 - Corte da taquara e abandono	0	0	0	0	1	1	0,2	0,4
	T3 - Corte da taquara e retirada	0	0	0	0	0	2	0,4	0,8
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	0	0	1	1	0	0	0	0
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	0	0	0	0	0	0	0	0
Mortas não encontradas	T1 - Testemunha	13	11	5	16	20	65	13	26
	T2 - Corte da taquara e abandono	6	11	21	10	11	59	11,8	23,6
	T3 - Corte da taquara e retirada	14	12	6	4	6	42	8,4	16,8
	T4 - Corte da taquara e abandono 2 vezes	11	19	20	12	17	79	15,8	31,6
	T5 - Corte da taquara e do sub-dossel	12	19	12	20	14	77	15,4	30,8

Percebe-se que a sobrevivência apresentou características peculiares com relação à aplicação dos tratamentos. O tratamento testemunha, ou seja, sem controle (corte) de taquaras, foi o que em média apresentou a maior sobrevivência (30,8 indivíduos por unidade experimental), ou seja, 61,6% das mudas plantadas originalmente em regime de adensamento na floresta natural sobreviveram no tratamento 1. Em segundo lugar, veio o tratamento 3 (corte e retirada da taquara), com 60,8% de sobreviventes. Em seguida os tratamentos 2 (corte e abandono da taquara), 4 (corte e abandono da taquara 2 vezes) e 5 (corte da taquara e do sub-dossel), com 55,2%, 48,8% e 45,6%, respectivamente.

Com base nos resultados, poder-se-ia preliminarmente afirmar que o tratamento testemunha trouxe menor nível de mortalidade às mudas de

araucária, o que pode estar significando que nesta fase juvenil as plantas dariam preferência a um ambiente mais sombreado ao contrário do que se supunha inicialmente. Para comprovar ou refutar essa assertiva foi realizado uma análise de variância sobre o número de mudas sobreviventes, a qual revelou não existir diferença estatística entre os tratamentos a 95% e a 99% de probabilidade. Assim, não é possível discriminar, do ponto de vista estatístico, se um tratamento produz melhores resultados do que outro, embora os valores dos percentuais de sobrevivência apontem para alguma diferença numérica.

Entretanto, destacam-se alguns pontos, como: o menor número de mudas secas na testemunha e; o menor número de mudas desaparecidas no tratamento com remoção da taquara cortada. O primeiro pode ser explicado pela melhor proteção da cobertura vegetal proporcionada pela taquara contra ressecamento do solo, uma das prováveis de mortalidade com tal sintoma. Já o segundo talvez se deva à repulsa de animais selvagens devido ao impacto causado pela remoção da vegetação, que dá a impressão de criar um vazio na floresta, o que possivelmente não seja apreciado pela fauna.

Embora as médias dos tratamentos tenham se apresentado estatisticamente semelhantes, o tratamento 4 (corte da taquara e abandono 2 x) apresentou um número levemente menor de plantas sobreviventes normais em relação aos demais tratamentos (Figura 2). Outros fatos relevantes da análise qualitativa das mudas sobreviventes são o maior número de plantas cloróticas (amareladas) no tratamento 3 (com remoção da taquara cortada) e um percentual expressivo de mudas escurecidas (verde bem escuro) na testemunha. Esses sintomas são esperados, dado que em condições variadas de intensidade luminosa as mudas reagem mudando sua pigmentação.

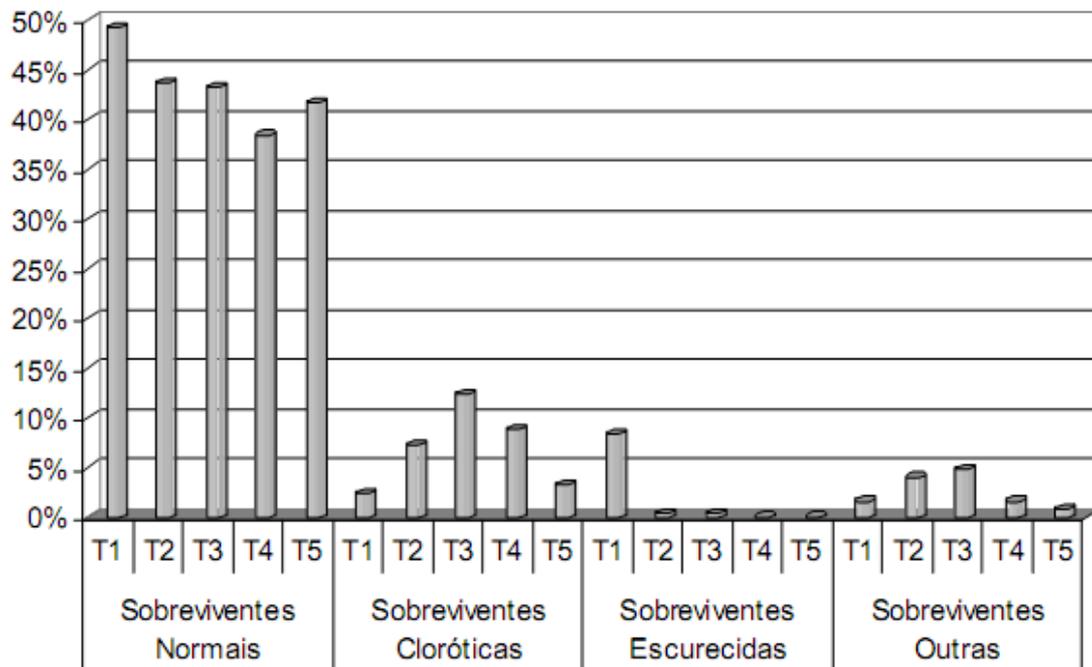


Figura 2: Percentual de mudas sobreviventes por classe de qualidade morfológica em cada tratamento (T1 – Testemunha; T2 – Corte total da taquara e abandono; T3 – Corte total da taquara e retirada; T4 – Corte total da taquara e abandono (duas vezes); T5 – Corte total da taquara + corte sub-dossel (CAP < 31,5 cm), sem retirada).

Considerando-se as mudas mortas (Figura 3), observou-se o predomínio das desaparecidas, ou seja, aquelas não encontradas em suas covas. Observou-se também um grande número de casos de mudas secas presentes na cova e um pequeno número de plantas arrancadas e presentes ao lado da cova. O elevado número de mudas desaparecidas, bem como a existência de indivíduos arrancados, é atribuído a animais selvagens predadores, como catetos, cutias e outros roedores de menor porte, que foram vistos presencialmente na área ou tiveram suas presenças comprovadas por pegadas bastante claras sobre o terreno. Esses animais são abundantes na área de estudo e sistematicamente arrancam as mudas, possivelmente em busca do pinhão que poderia ainda estar presente. A existência de mudas mortas completamente secas ainda presentes nas covas decorre de fatores ambientais, sejam eles de origem edáfica ou climática, como seca eventual, excesso de umidade no solo em alguns locais (fato comprovado visualmente), geada, entre outros.

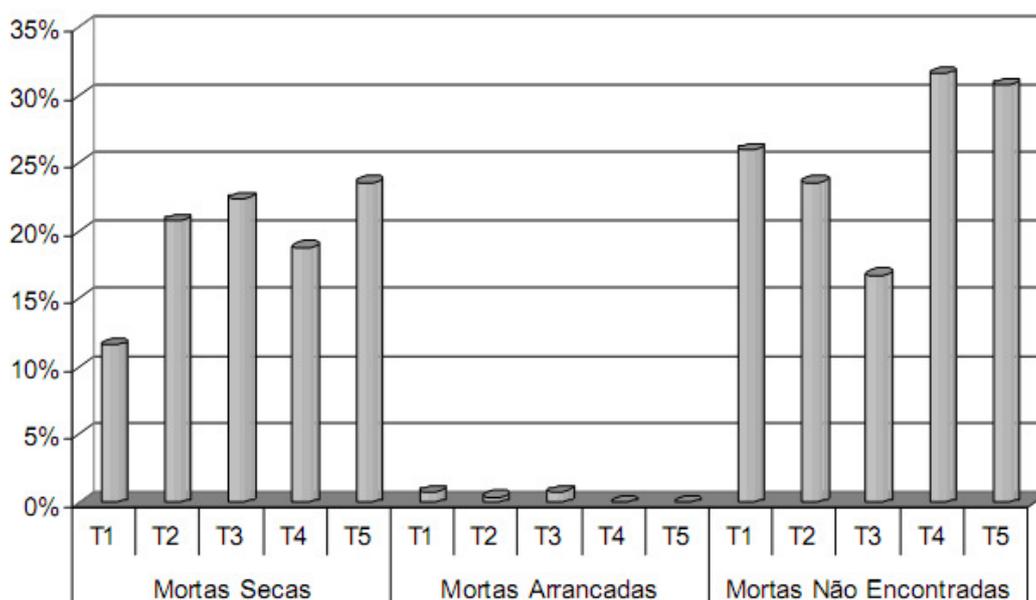


Figura 3: Percentual de mudas mortas por classe de qualidade morfológica em cada tratamento (T1 – Testemunha; T2 – Corte total da taquara e abandono; T3 – Corte total da taquara e retirada; T4 – Corte total da taquara e abandono (duas vezes); T5 – Corte total da taquara + corte sub-dossel (CAP < 31,5 cm), sem retirada).

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os baixos valores observados para dominância e densidade do fragmento indicam que as taquaras exercem efeito restritivo ao crescimento e desenvolvimento de algumas espécies, afetando a diversidade local. Os resultados referentes às taxas de mortalidade e recrutamento, em comparação com situações distintas em termos de presença das taquaras, permitem concluir que seu efeito é bastante marcante mesmo num curto período de tempo como o considerado (2 anos).

A hipótese inicial de que as taquaras prejudicariam de forma intensa a sobrevivência das mudas de araucária plantadas em regime de adensamento não se confirmou em 12 meses de experimento. Os resultados até então obtidos refutam, ao menos provisoriamente, a tese de que a sobrevivência da araucária é afetada pela presença da taquara. Mais tempo de monitoramento do experimento poderá clarificar, em definitivo, esses pressupostos.

O maior vetor de mortalidade das mudas de araucária é o grande fluxo de animais dentro desta floresta (fato comprovado inequivocamente), que arrancam as mudas com a esperança de obter alimento. Tal fato se verifica em todos os tratamentos, havendo uma tendência de menor incidência quando há remoção da taquara, que promove um impacto negativo à presença da fauna na área. Outros fatores importantes de mortalidade são de origem edáfica e climática, pois poucas mudas morreram por ataque de formigas, pragas ou outros agentes.

## REFERÊNCIAS

Barth Filho, N. **Monitoramento do crescimento e da produção em Floresta Ombrófila Mista com uso de parcelas permanentes**. 2002. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Boucher, Y.; Arseneault, D.; Sirois, L.; Blais, L. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. **Landscape Ecology**, v. 24, p.171–184, 2009.

Liebsch, D.; Reginato, M. Florescimento e frutificação de *Merostachys skvortzovii* Sendulsky (Taquara-lixia) no estado do Paraná. **Séries Botânicas**, v. 64, n. 1, p. 53-56, 2009.

Maack, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná, 1968.

Mognon, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizada no sul do estado do Paraná**. 2011. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Schaaf, L.B.; **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná**. 2001. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Schliemann, S. A.; Bockheim, J. G. Methods for studying tree fall gaps: A review. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p.1143-1151, 2011.

Smith, L.B.; Wasshausen, D. C.; Klein, R. M. **Gramíneas**. Flora Ilustrada Catarinense, N. GRAM, p. 911-1099, 1981.

Whitmore, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, p.536-538, 1989.

## **CAPÍTULO 7**

# **IDADE E DENDROCRONOLOGIA EM ÁRVORES NATIVAS DE ARAUCÁRIA, CEDRO E IMBUIA NO SUL DO BRASIL**

Autores:

**Thiago Floriani Stepka**

**Afonso Figueiredo Filho**

**Patrícia Póvoa de Mattos**

**Sebastião do Amaral Machado**

## 1. INTRODUÇÃO

Até meados da década de 1960 a produção madeireira do sul do Brasil estava unicamente atrelada à exploração da grande cobertura florestal nativa que existia na região. Com espécies madeireiras de grande importância econômica, como a araucária e a imbuia, a região fornecia madeira para todo o território nacional e também para o exterior, sendo que, a grande quantidade de indústrias do gênero existente, movimentava a economia de muitas cidades da região sul do Brasil.

Desta forma, devido à intensa exploração sem a aplicação de qualquer técnica de manejo florestal, a cobertura florestal destas áreas foi convertida em áreas agrícolas, pastagens ou plantios florestais com as espécies exóticas principalmente do gênero *Pinus*, sendo dada atenção incipiente para a pesquisa e desenvolvimento inerentes à dinâmica e ao manejo das florestas nativas.

Assim, faz-se necessário que os remanescentes florestais ainda preservados da Floresta Ombrófila Mista sejam estudados, a fim de fornecer dados sobre a dinâmica das florestas que auxiliarão sobremaneira na construção de planos de manejo e estratégias para a sua conservação.

As metodologias para o estudo da dinâmica de uma floresta nativa, particularmente o crescimento diamétrico das árvores, estão vinculadas ao uso de inventários florestais contínuos onde as árvores são remeidas por períodos de 1, 2, ou 3 anos, sendo possível assim a verificação do crescimento de cada indivíduo de uma floresta. Outra maneira mais rápida de se verificar o crescimento de uma árvore é por meio da análise de tronco, tanto completa como parcial, sendo que a análise de tronco parcial apresenta uma vantagem para o estudo em florestas nativas por não necessitar que a árvore seja derrubada.

O uso das metodologias de análise de tronco foi desenvolvido e é largamente empregada em regiões de clima temperado, onde apresenta um período de crescimento desfavorável (clima frio) que é retratado no lenho das árvores com um crescimento inferior ao período de crescimento no período favorável (clima quente). Nas regiões tropicais, pelo fato da temperatura ser praticamente constante ao longo do ano, acreditava-se que as árvores não formavam anéis de crescimento anuais, porém o fator limitante do crescimento nestas regiões está atribuído às chuvas

periódicas em algumas estações do ano que caracterizam o crescimento destas plantas.

O uso de dados de análise de tronco de uma determinada árvore em uma região específica, torna-se uma ferramenta de fundamental importância para o planejamento da produção futura de uma floresta, entendimento das perturbações passadas, estimativa da idade das árvores e determinação de anos indicadores do crescimento passado.

Neste sentido, o objetivo deste capítulo é apresentar em uma abordagem sucinta, a utilização de dados oriundos de análise de tronco parcial de três importantes espécies da Floresta Ombrófila Mista (araucária, cedro e imbuia), visando à estimativa da idade dos indivíduos, datação cruzada entre os indivíduos e geração de índices de crescimento que são importantes ferramentas para identificação de anos indicadores do crescimento no passado.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Caracterização das espécies estudadas**

#### **2.1.1 *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze**

Conhecida vulgarmente como pinheiro, é uma espécie pertencente à família Araucariaceae, contrastante com as demais espécies do sul do Brasil, comumente com 10 a 35 m de altura e 50 a 120 cm de DAP, atingindo excepcionalmente 50 m de altura e 250 cm ou mais de DAP (Carvalho, 1994).

Para Machado e Siqueira (1980) as maiores concentrações dessa espécie ocorrem nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul e a região sul do estado de São Paulo possui uma área diminuta em sua forma primitiva e no sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro existiam apenas capões e árvores isoladas.

A espécie é considerada secundária longeva, porém, de temperamento pioneiro. Apresenta regeneração natural fraca em ambientes pouco perturbados. Forma todo o estrato superior da floresta em associação principalmente com os gêneros *Ilex*, *Ocotea* e *Podocarpus*, sendo uma espécie marcadora da fisionomia da vegetação (Carvalho, 1994).

### **2.1.2 *Cedrela fissilis* Vellozo**

O cedro, da família Meliaceae, é uma espécie arbórea decidual de ampla dispersão no estado do Paraná, ocorrendo em praticamente todas as florestas do estado (Iwasaki-Marochi, 2007).

Segundo Reitz (1984), o cedro é considerado uma das principais árvores da flora brasileira, ocorrendo do Rio Grande do Sul até Minas Gerais, nas Florestas Semidecíduas, na Floresta Ombrófila Mista e em menor expressão na Floresta Ombrófila Densa da Costa Atlântica. Ocorre preferencialmente em solos úmidos e profundos, como os encontrados nos vales e planícies aluviais. Já para Carvalho (1994), a espécie ocorre desde a latitude 12°N (Costa Rica) a 33°S (Rio Grande do Sul). No Brasil o limite norte da espécie é de cerca de 1°S (Pará).

Carvalho (1994) destacou também que a espécie apresenta indivíduos caducifólios, normalmente com 10 a 25 m de altura e 40 a 80 cm de diâmetro, podendo chegar até a 40 m de altura e 200 cm de DAP. Apresenta tronco cilíndrico reto, com copa ampla. A espécie enquadra-se no grupo sucessional das secundárias iniciais a secundárias tardias, desenvolvendo-se no interior da floresta primária, apresentando grande agressividade na vegetação secundária.

### **2.1.3. *Ocotea porosa* (Nees & C. Mart.) Barroso**

Conhecida popularmente como imbuia é uma espécie da família Lauraceae, normalmente com 10 a 20 m de altura e 50 a 150 cm de DAP, podendo atingir até 30 metros de altura e mais de 320 cm de DAP. Apresenta tronco tortuoso, irregular, com fuste comumente curto, normalmente até 6 metros de comprimento, podendo chegar até 11 metros (Carvalho, 1994).

Carvalho (1994) relatou, ainda, que essa espécie ocorre naturalmente desde a latitude 22°30`S a 29°50`S, desde o estado do Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul. No sul do Brasil ocorre abundantemente na Bacia do Rio Iguaçu, nos estados do Paraná e Santa Catarina, sendo relativamente rara no Rio Grande do Sul (Marchiori, 1997).

Segundo Carvalho (1994), esta espécie é característica e exclusiva da Floresta Ombrófila Mista Montana, onde ocupa o segundo andar do dossel, formando, às vezes, populações densas chamadas imbuiais.

## **2.2 Processos dinâmicos da floresta nativa**

Nas florestas nativas, como a idade é uma variável de difícil obtenção, os processos que descrevem a dinâmica da floresta são, em sua maioria, relacionados por classes de diâmetro. Neste sentido, para Mendonça (2003), os processos que regem a dinâmica de uma floresta, são conhecidos como crescimento, ingresso e mortalidade, e têm grande importância, visto que o estudo destes parâmetros indica o crescimento e as mudanças ocorridas em sua composição e estrutura.

O ingresso, a mortalidade e o incremento em diâmetro estão entre os poucos parâmetros que podem ser utilizados na predição do desenvolvimento de uma floresta nativa (Ferreira, 1997). Desta forma, o estudo do crescimento poderá permitir o entendimento dos processos por meio dos quais ocorrem as mudanças, em níveis de espécies e povoamentos.

O ingresso e a mortalidade, quando tomados por classes diamétricas, podem ser estudados com o uso de parcelas permanentes monitoradas por períodos longos e curtos. Os crescimentos em diâmetro e em área transversal podem ser estudados por meio de análise de tronco, além de parcelas permanentes.

## **2.3 Análise de tronco aplicada a árvores de florestas nativas**

O conhecimento do crescimento passado de uma árvore pode ser obtido por análise de tronco, técnica que permite verificar como uma árvore cresce, em altura e diâmetro, e como ela muda de forma à medida que aumenta em volume (Campos e Leite, 2006).

Para Finger (2006) a análise de tronco é um método retrospectivo para determinação do crescimento da árvore que permite determinar as curvas de crescimento da altura, volume, etc. sobre a idade, bem como estudos cronológicos pela datação dos anéis anuais de crescimento, com aplicações na Dendroecologia e Dendroclimatologia.

A análise de tronco (ANATRO) é uma técnica que possibilita "o registro do crescimento passado de uma árvore" (Husch et al., 1982), mediante a contagem e medição dos anéis de crescimento de seções transversais tomadas a diversas alturas no tronco.

Existem dois métodos de análise de tronco: análise de tronco completa ou total e análise de tronco parcial, que apresenta a vantagem de poder ser realizada em maior número de árvores sem que seja necessário derrubá-las (Silva e Paula Neto, 1979).

### ***2.3.1 Análise de Tronco Completa (ATC)***

Para a análise completa de tronco, a árvore é abatida, sendo retirado um determinado número de fatias ao longo do tronco. Nessas fatias (discos) são realizadas a contagem e medição dos anéis de crescimento anuais, a fim de avaliar, além da idade da árvore, o crescimento em volume, a área basal, diâmetro e altura (Finger, 2006).

Segundo Silva e Paula Neto (1979), o método da análise de tronco total, permite traçar o perfil longitudinal da árvore, o que praticamente reconstitui seu desenvolvimento passado.

Encinas et al. (2005) relataram que a análise de tronco completa aparece como uma alternativa para a avaliação da capacidade produtiva de um sítio, pois em qualquer época pode-se reconstituir plenamente o desenvolvimento de uma árvore em termos de crescimentos passados, desde sua fase jovem até a idade da análise, para tal a árvore deve ser derrubada.

Segundo Rosot et al. (2003), o procedimento da análise de tronco completa, no entanto, é um tanto laborioso, em primeiro lugar pelo trabalho de campo propriamente dito, que envolve a derrubada das árvores, a marcação e o seccionamento das fatias. Em seguida é necessário transportá-las ao laboratório, onde serão secas e, depois, lixadas para facilitar a visualização dos anéis. Na última etapa são efetuadas, sobre cada fatia, a marcação e a medição de raios, cujas médias constituem o conjunto de dados gerador de todas as demais informações obtidas na análise de tronco.

### **2.3.2 Análise de Tronco Parcial (ATP)**

Na análise de tronco parcial a árvore não necessita ser derrubada, no entanto, requer um maior número de árvores para compensar os possíveis erros de medição que possam existir. A leitura dos anéis de crescimento se dá em amostras cilíndricas de madeira retiradas à altura do DAP (a 1,30 metros de altura), por meio de Trado de incremento ou Trado de Pressler. As amostras devem ser acondicionadas em recipientes apropriados para evitar que ressequem e quebrem (Encinas et al. 2005).

Para a determinação do Incremento Periódico Anual (IPA) Stokes e Smiley (1968) recomendam que, em primeiro lugar, o trado de incremento deve chegar até a medula, que não é necessariamente o centro geométrico da árvore, evitando a queda da casca e identificando em um envelope o material coletado.

Schweingruber (1983) indicou que as características macroscópicas de uma sequência de anéis são de fundamental importância para a análise de uma série histórica de crescimento obtida pela medição dos anéis de crescimento, já que por meio deles é possível obter informação da idade e de muitas outras condições de uma árvore. Além disso, este autor mencionou que as mais importantes características são a largura do anel de crescimento, a largura do lenho tardio, as variações da densidade, os tecidos calosos e os tecidos saudáveis.

Já Stokes e Smiley (1968) ressaltaram que, para a datação, é necessário que apenas um anel seja gerado por cada estação de crescimento, sendo este o motivo do termo “anel anual”, devendo-se descartar aquelas espécies que geram mais de um anel por ano. Embora o crescimento estacional total seja o resultado da interação de muitos fatores ambientais e genéticos, apenas um fator ambiental é geralmente o que domina como limitante do crescimento. A variação ano a ano deste fator climático se reflete na largura dos anéis, porém esta largura não necessariamente é diretamente proporcional às mudanças experimentadas por esse fator limitante.

No entanto, alguns distúrbios climáticos, antrópicos ou ecológicos sofridos pela planta em algum período do ano, podem ocasionar certo “stress” em seu crescimento o que, por sua vez, pode gerar um anel de crescimento falso. Muitas

vezes devido ao fato do crescimento ser bastante lento em algumas espécies, e quando não se dispõe de instrumentos precisos para visualizar as diferentes camadas do lenho, alguns anéis deixam de ser mensurados tornando-os ausentes nas séries cronológicas. Desta forma, o processo de datação cruzada garante a eliminação ou a redução destes anéis ausentes e falsos.

Em árvores de florestas nativas, pela dificuldade na autorização para o corte das árvores, a análise de tronco parcial torna-se a alternativa mais viável para o estudo do crescimento de maneira rápida e precisa.

## **2.4 Idade das árvores**

A idade de qualquer organismo vivo é seu período de vida, considerando desde a sua origem ou surgimento até um ponto determinado no tempo. Genericamente, o estudo da idade e crescimento da árvore, das florestas, e suas implicações são tratados pela epidometria (Mackay, 1964).

Para Silva e Paula Neto (1979), uma das mais importantes características de um povoamento florestal é sem dúvida alguma, a idade, pois, é por meio dela que o técnico florestal pode avaliar o incremento em termos de volume, diâmetro ou altura de uma dada espécie em um determinado local. A idade do povoamento também precisa ser conhecida quando se deseja construir curvas de índice de sitio, e comparação das capacidades produtivas de diferentes locais.

Encinas et al. (2005) relataram que, na mensuração florestal, a idade de uma árvore é um parâmetro importante, especialmente quando se trata de estimar a produção florestal, seu planejamento e posterior utilização madeireira. Essencialmente ela é usada nas avaliações de crescimento e produção de um sítio e, a partir deste ponto de vista, é essencial quando se consideram os planos de manejo florestal. Como tal, a idade é utilizada como uma ferramenta para definir as práticas silviculturais e para a avaliação do crescimento presente e futuro da floresta e influencia no planejamento da atividade madeireira sustentável ao longo do tempo.

A idade de florestas nativas é uma variável difícil de ser mensurada, devido à grande quantidade de indivíduos e espécies existentes, embora existam

metodologias que podem ser utilizadas para realizar estimativas das idades das árvores nestas florestas.

Para Imaña e Encinas (2008) a possibilidade de conhecer ou estimar a idade das árvores permite hoje em dia uma base sólida na interpretação da ciência florestal, como da ecologia e suas implicações, sendo essenciais para determinar corretos ciclos de corte, desbaste e outras atividades silviculturais, como fazer uso sustentável, estudar a dinâmica populacional de plantas e produtividade dos ecossistemas.

Em Florestas tropicais muitos indivíduos arbóreos podem, provavelmente, alcançar idades entre 100 e 700 anos (Botosso e Mattos, 2002). Sabe-se que a árvore mais antiga do mundo, ainda de pé, é um *Pinus aristata* localizado no estado da Califórnia, EUA com uma idade estimada entre 4.200 e 4.600 anos (Imaña e Encinas, 2008).

#### **2.4.1 Métodos utilizados para a estimativa da idade das árvores**

Alguns autores como Encinas et al. (2005), Silva e Paula Neto (1979) relataram que é possível realizar a estimativa da idade das árvores pela simples observação, ou seja, é necessária uma simples análise visual em cada árvore, porém requer certa experiência do mensurador além de um elevado grau do conhecimento sobre os ritmos de crescimento das árvores, sendo, portanto uma metodologia pouco acurada e com pouca utilidade científica.

Estes mesmos autores mencionaram, ainda, a estimativa da idade por meio da contagem de verticilos, que em algumas essências florestais aparecem nítidos ao longo da vida de cada indivíduo. Espécies de pinheiros como a *Araucaria excelsa*, relatada por Silva e Paula Neto (1979), apresentam verticilos regularmente ao longo da vida, porém proporciona o inconveniente de que as marcas mais antigas (geralmente as próximas à base da árvore) tendem a desaparecer ao longo dos anos, dificultando, assim, a mensuração correta da idade das árvores.

O método mais difundido para a estimativa da idade das árvores é por meio da análise e contagem dos anéis de crescimento. A atividade cambial da árvore vai acrescentando, ano a ano, camadas justapostas de material lenhoso, formando,

assim, os chamados anéis de crescimento que são compostos de duas camadas. Este crescimento em diâmetro é mais rápido nos primeiros tempos do período vegetativo atenuando-se consideravelmente à medida que este decorre. A fração do acréscimo anual produzida para o fim da estação de crescimento, designada por “lenho de fecho ou tardio” tem geralmente cor mais escura e é, frequentemente, constituída por um maior número de células por unidade de área (Kramer e Kozlowski, 1960). A outra parte, mais clara, é formada pelo acréscimo anual no início da estação e é denominada de “lenho inicial ou de primavera”. Em alguns casos são empregados meios físicos, óticos e químicos para aumentar a distinção entre essas duas camadas.

A contagem e medição dos anéis de crescimento podem ser realizadas de várias maneiras, mas tecnologias modernas, torna o trabalho menos árduo e com resultados muito mais precisos, como por exemplo, o LINTAB, equipamento em que se pode observar anéis de crescimento bastante estreitos e mensurá-los com uma precisão de até 0,001 mm.

Algumas pesquisas foram desenvolvidas nas últimas décadas com o objetivo, dentre outros, de se realizar a estimativa da idade das árvores por meio da contagem dos anéis de crescimento (análises de tronco completa e parcial) em árvores nativas da Floresta Ombrófila Mista, podendo-se destacar, os trabalhos de: Seitz e Kanninen (1988), Spathelf et al. (2000), Spathelf et al. (2001), Nutto e Watzlawick (2002), Rondon Neto (2003), Watzlawick et al. (2005), Santarosa et al. (2007), Iwasaki-Marochi (2007), Rivera (2007), Mattos et al. (2007a), Mattos et al. (2007b), Lisi (2009), Oliveira e Mattos (2010), Spathelf et al. (2010), Mattos et al. (2010), entre outros.

#### **2.4.2 Dendrocronologia em espécies subtropicais**

A presença de anéis de crescimento nas árvores tem sido observada há muitos anos, havendo relatos de que na Grécia antiga já haviam sido feitas algumas observações. Leonardo da Vinci, no século XVI, reconheceu em árvores de *Pinus*, na Toscana, Itália, a relação entre os anéis de crescimento e o clima, relatando que os anéis de crescimento mostravam o número de anos das árvores e, de acordo com a sua espessura, os anos mais ou menos secos, sendo que os anéis eram mais

esessos na região norte do que no sul do país. No entanto, considera-se que a dendrocronologia, como ciência, teve seu início na Alemanha, com trabalhos de Theodor e Robert Hartig, em meados do século XIX, de Bruno Huber, em meados do século XX, e nos EUA com Andrew E. Douglas, a partir do início do século XX (Fritts, 1976).

Durante muitos anos, estudos com anéis de crescimento ficaram restritos a locais com clima temperado, pois, nessas regiões, a presença de uma estação desfavorável ao crescimento bem definida, produz, habitualmente, a formação dos anéis de crescimento da árvore. A cada ano, devido ao crescimento cambial, é acrescentado um novo anel ao tronco, razão por que são também denominados anéis anuais, cuja contagem permite conhecer a idade do indivíduo (Burger e Richter, 1991).

Algumas pesquisas realizadas demonstraram a presença de anéis de crescimento em espécies tropicais (Worbes, 1995; Worbes, 1999) constatando-se que, de maneira geral, o fator limitante do crescimento para a formação dos anéis nas regiões tropicais é a sazonalidade na distribuição das chuvas, enquanto que nas regiões temperadas o crescimento é limitado pela temperatura.

Neste contexto, algumas pesquisas têm sido realizadas ao longo do tempo em florestas tropicais em várias regiões do planeta podendo-se destacar na América do Sul, dentre outros, os trabalhos realizados de Vetter e Botosso (1988), Seitz e Kanninen (1988), Roig (1989), Roig e Boninsegna (1991), Worbes (1995), Devall et al. (1995), Worbes (1999), Mattos (1999), Roig (2000), Spathelf et al. (2001), Roig et al. (2001), Botosso e Tomazello Filho (2001), Medeiros (2005), López et al. (2006), Mattos et al. (2007a), Mattos et al. (2007b), Oliveira (2007), Lisi (2009), Alvarado (2009), Chagas (2009), Spathelf et al. (2010), Mattos et al. (2010), López e Villalba (2011), Andreacci (2012), entre outros.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Escolha das espécies e locais de coleta**

Para a realização deste estudo foram selecionadas três espécies nativas da Floresta Ombrófila Mista que ocorriam em abundância na região até meados do

século XX e que ainda se encontram presentes em alguns remanescentes. Quais sejam: *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa*.

Além da importância econômica destas espécies (principalmente pela qualidade da madeira), para a realização de estudos com análise de tronco (seja completa ou parcial), é necessário ter a certeza de que essas espécies, ocorrentes na Floresta Ombrófila Mista, apresentam a sazonalidade nos anéis de crescimento, ou seja, apresentam anéis anuais. Vários estudos anteriores com estas espécies indicaram que as mesmas apresentam camadas anuais de crescimento, podendo-se destacar, dentre outros, os trabalhos de Seitz e Kanninen (1988), Rondon Neto (2003), Mattos et al. (2007a), Mattos et al. (2007b), Santarosa et al. (2007), Iwasaki-Marochi (2007) e Mattos et al. (2010).

Para este estudo utilizou-se a análise de tronco parcial indicada pelo fato de permitir a obtenção de amostras não destrutivas (utilização do trado de Pressler) de 30 árvores de cada espécie em seis diferentes locais do sul do Brasil.

Os locais de pesquisa foram selecionados com base no estado de conservação em que as florestas se encontravam e também pela disponibilidade de parcelas permanentes já instaladas, o que facilitou sobremaneira a coleta e localização das árvores-amostra e também forneceu um suporte maior para a discussão dos resultados.

No estado do Paraná as amostras foram coletadas na Floresta Nacional de Irati, e na Estação experimental da Universidade Federal do Paraná em São João do Triunfo. No estado de Santa Catarina foram selecionadas a Floresta Nacional de Três Barras, Floresta Nacional de Chapecó e Reserva Florestal Embrapa/Epagri de Caçador. No estado de Rio Grande do Sul os dados foram coletados na Floresta Nacional de São Francisco de Paula. Os locais de pesquisa podem ser visualizados no mapa do sul do Brasil na Figura 1.

Na presente pesquisa foram amostrados 30 indivíduos por espécie em cada local de coleta a fim de obter uma amostra representativa com um grande número de repetições. No entanto, houve uma exceção para o Cedro em São Francisco de Paula onde foram amostradas 20 árvores, pelo fato desta espécie ocorrer com menor intensidade no local, sendo necessária inclusive, a coleta de indivíduos fora

das parcelas permanentes. É importante mencionar que para a Imbuia, em Chapecó e São Francisco de Paula não foram coletadas amostras, pois a referida espécie não ocorre naturalmente nestes locais.

A escolha das árvores em que se realizou a tradagem (coleta das amostras com o trado de Pressler) foi com base na distribuição diamétrica de cada espécie e em cada local de coleta, procurando-se a contemplação de todas as classes. Porém com relação às árvores com diâmetros superiores a 80 cm, a tradagem não atingiu a medula, visto que o trado de Pressler extrai rolos de incremento de no máximo 40 cm.

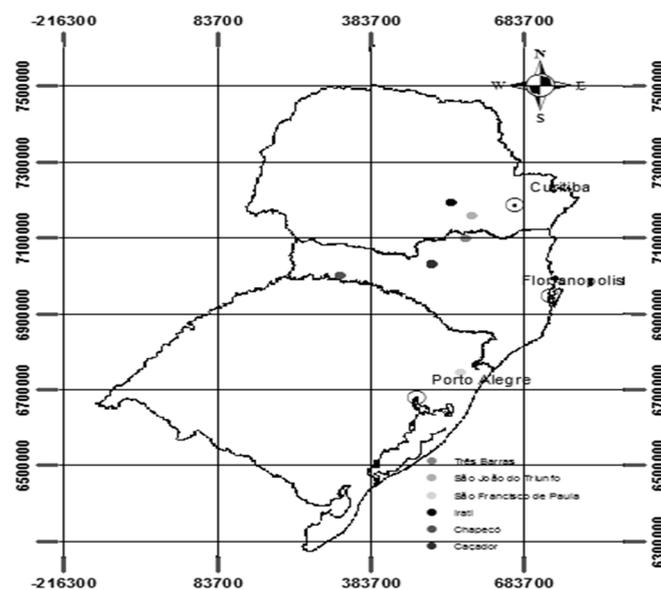


Figura 1: Locais do sul do Brasil onde foram coletadas as amostras em coordenadas UTM.

### 3.2 Coleta, preparo das amostras e medição dos anéis de crescimento

A coleta das amostras foi realizada no ano de 2009, utilizando-se um Trado de Pressler com 5 mm de diâmetro e 40 cm de comprimento. Para se ter o número total de anéis de crescimento é necessário que o trado de incremento chegue à medula, que não é necessariamente o centro da árvore, cuidando-se para que a amostra não perca a casca.

Para padronizar a extração dos rolos de incremento foi adotada a metodologia usada por Rivera (2007), em que os rolos são retirados a 1,3 m de altura (DAP) e

todos em direção sul-norte (usando-se bússola). Adicionalmente à proposta de Rivera (2007) foi realizada mais uma tradagem no sentido perpendicular à primeira (leste-oeste), porém cinco centímetros abaixo da primeira para evitar a interseção dos dois raios. Essa tradagem adicional foi utilizada com a finalidade de reduzir os erros de medição, pois quando se utiliza duas medidas em um determinado ano, reflete-se numa avaliação mais acurada do incremento e da datação das amostras. Os orifícios deixados nas árvores pela extração do rolo de incremento foram fechados com cera de abelha *in natura* a fim de evitar a penetração de água, insetos ou fungos que possam prejudicar o desenvolvimento futuro da planta. Uma ilustração do processo de coleta das amostras pode ser visualizado na Figura 2.



Figura 2: Processo de coleta das amostras com o trado de Pressler. A: inserção do trado de incremento na árvore; b e c: retirada do rolo de incremento com o extrator do trado de incremento; d: fechamento do orifício da árvore com cera de abelha *in natura*.

Para facilitar o transporte e evitar a quebra do material, os rolos foram fixados em um “porta-rolos” com fita adesiva. Antes de sua medição, os rolos de incremento, foram deixados em descanso por um período de duas semanas, para que ocorresse

a secagem natural das amostras. Neste aspecto, Stokes e Smiley (1968) não aconselham o uso de estufa porque apurar o processo de secagem aumenta as possibilidades de fratura e deformação das amostras.

Após a secagem do material, realizou-se a sua fixação com cola no “porta-rolô” e lixamento de maneira progressiva com seis diferentes graduações de lixa (100, 180, 220, 320, 400 e 600), para a melhor visualização dos anéis de crescimento (Stokes e Smiley, 1968).

As medições foram realizadas, utilizando-se o medidor de anéis de crescimento LINTAB 6 e o software TSAP-Win, com precisão de 0,001 mm. Este sistema, encontra-se disponível no Laboratório de Manejo Florestal, do Curso de Engenharia Florestal da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), *Campus* de Irati, Paraná. Nas Figuras 3 e 4, observam-se as amostras das três espécies estudadas em que podem ser visualizadas, respectivamente, as amostras de cada árvore coladas ao “porta-rolos”, devidamente lixadas e as amostras de cada espécie com a visualização de uma lupa acoplada ao equipamento LINTAB 6.



Figura 3: Exemplo das amostras preparadas para a medição com o LINTAB6, sendo: A: *Araucaria angustifolia*; B: *Cedrela fissilis*; C: *Ocotea porosa*

Apesar de o LINTAB possibilitar a medição bastante precisa dos anéis de crescimento, a forma tabular, contendo os valores correspondentes à largura de cada anel, e também a representação gráfica de cada raio (série de crescimento), somente é possível de ser visualizada por meio de planilhas eletrônicas como as do Microsoft Excel. Neste caso, os valores medidos pelo LINTAB em cada árvore foram

exportados para o Excel (por meio de arquivos de texto separados por tabulações) onde foram realizadas as análises com mais detalhes.



Figura 4: Anéis de crescimento ampliados com uso da lupa Leica Stereo Zoom acoplada à mesa de medição LINTAB6, sendo: A: *Araucaria angustifolia*; B: *Cedrela fissilis*; C: *Ocotea porosa*. Aumento 3 vezes.

### 3.3 Métodos de estimativa da idade das árvores

#### 3.3.1 Estimativa da idade das árvores em função do crescimento

Uma das maneiras de se estimar a idade das árvores é por meio do seu crescimento, ou seja, sabendo-se o valor médio de incremento anual de uma árvore e as suas dimensões (DAP, por exemplo) pode-se facilmente, pela divisão do valor do DAP pelo valor do incremento diamétrico, obter-se a idade estimada de uma árvore.

Neste estudo foram determinados os valores de crescimento médio em diâmetro por classe de DAP de 5 cm de amplitude para cada árvore de cada local, e conseqüentemente, o crescimento médio de cada classe para cada local, o que proporciona uma estratificação do crescimento das árvores ao longo do DAP, fazendo com que as estimativas da idade fossem mais confiáveis.

Para as árvores em que não foi possível atingir a medula com o uso do trado de incremento, procedeu-se à estimativa da idade da árvore por meio desta técnica por ser de aplicação bastante fácil.

### 3.3.2 Estimativa da idade das árvores em função do DAP

Para os indivíduos no qual foi possível atingir a medula com o trado de incremento, e pelo fato de apresentarem a idade e o DAP (variáveis dos modelos), procedeu-se ao ajuste de modelos matemáticos a fim de avaliar a idade em função do DAP. Tais modelos podem ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 1: Modelos utilizados para a estimativa da idade das árvores.

Número	Modelo	Nome
1	$I = a(1 - e^{-bDAP})^c$	Chapman-Richards adaptado
2	$I = a(e^{bDAP})$	Exponencial
3	$I = a + bDAP$	Linear
4	$I = a + b(\ln(DAP))$	Logarítmico
5	$I = a + bDAP + cDAP^2$	Polinomial do 2º grau
6	$I = a + bDAP + cDAP^2 + dDAP^3$	Polinomial do 3º grau
7	$I = a(DAP^b)$	Potência

Em que:  $I$  = Idade da árvore (anos);  $DAP$  = Diâmetro à altura do peito (cm);  $a, b, c, d$  = Coeficientes a estimar;  $e$  = Base do logaritmo neperiano;  $\ln$  = logaritmo neperiano.

Assim como descrito no item anterior, as estimativas das idades por esta metodologia foram comparadas com as idades reais a partir de teste estatístico apresentado na sequência.

### 3.3.3 Estimativa da idade das árvores em função da taxa de crescimento

Na tentativa de melhorar os resultados das estimativas da idade das árvores em que se conseguiu atingir a medula, utilizou-se o conceito de juros compostos para estimar a idade das árvores em função da taxa de crescimento, em que o valor final ou valor futuro de um capital após um período de capitalização pode ser expresso pela seguinte fórmula, disponível em Silva et al. (2005):

$$V_n = V_0(1 + i)^t$$

onde:

$V_n$ : Valor final de um capital;

$V_0$ : Valor inicial de um capital;

*i*: Taxa de juros;

*t*: Tempo.

Desta forma, utilizando-se destes conceitos, o crescimento diamétrico de uma árvore por classe de diâmetro pode ser expresso da seguinte forma.

$$D_{max} = D_{min}(1 + i)^t$$

onde:

$D_{max}$ : Limite superior de uma classe de diâmetro (cm);

$D_{min}$ : Limite inferior de uma classe de diâmetro (cm);

*i*: Taxa média de crescimento por classe de diâmetro;

*t*: Idade da *i*-ésima classe de diâmetro (anos).

Isolando-se a idade da classe (*t*) tem-se a seguinte expressão:

$$t = \frac{\ln\left(\frac{D_{max}}{D_{min}}\right)}{\ln(1 + i)}$$

onde:

*t*: Idade da *n*-ésima classe;

$D_{max}$ : Limite superior de uma classe de diâmetro (cm);

$D_{min}$ : Limite inferior de uma classe de diâmetro (cm);

*i*: Taxa média de crescimento por classe de diâmetro;

*ln*: Logaritmo neperiano.

Com isso para obter-se a idade total de uma árvore basta somar (*t* acumulado) a idade de todas as classes de diâmetro.

$$I_t = \sum_{i=1}^n t_n$$

onde:

$I_t$ : Idade total da árvore (anos);

$t_n$ : Idade de cada classe de diâmetro (anos).

Na Tabela 2 pode ser observado um exemplo do cálculo da idade da árvore com base na taxa de crescimento. Este procedimento somente é passível de ser executado quando se dispõe dos dados de crescimento desde os primeiros anos, ou seja, utilizando-se dados oriundos de análise de tronco total, ou análise de tronco parcial (desde que a medula esteja presente).

Em muitas amostras não foi viável atingir a medula na tradagem pelos motivos já relatados. Assim, para se obter um conjunto de dados mais representativo, foram agrupados os indivíduos de todos os locais.

Tabela 2: Exemplo do procedimento de cálculo da idade da árvore com base na taxa de crescimento para uma árvore coletada aleatoriamente na amostra.

Árvore	Dmin (cm)*	Dmax (cm)**	Centro de classe (cm)	Taxa média de crescimento	Idade da classe (anos)	Idade acumulada (anos)
1	1,7	5	3,35	0,3555	3,5	3,5
1	5	10	7,5	0,1167	6,3	9,8
1	10	15	12,5	0,0778	5,4	15,2
1	15	20	17,5	0,0513	5,7	21,0
1	20	25	22,5	0,0254	8,9	29,9
1	25	32,1	28,55	0,0082	30,4	60,2

\* Diâmetro mínimo da classe; \*\* Diâmetro máximo da classe.

Este processo realizado para todos os indivíduos de cada espécie possibilitou a modelagem da idade em função do diâmetro utilizando para isto as equações listadas na Tabela 1.

### **3.3.4 Comparação das estimativas das idades pelos vários métodos utilizados**

A validação das idades estimadas pelas diferentes metodologias propostas foi realizada, utilizando-se o Delineamento Inteiramente Casualizado, e o teste de Tukey ( $\alpha \leq 0,01$ ) a fim de verificar diferença nas médias dos tratamentos, após constatar significância no teste F da análise de variância (ANOVA). Antes da ANOVA, o teste de Bartlett ( $\alpha \leq 0,01$ ) foi aplicado a fim de verificar a homogeneidade de variâncias.

O método de estimativa que apresentou os melhores resultados e a maior facilidade nas estimativas no acesso das variáveis de entrada serviu de base para a

estimativa da idade das demais árvores em que não se conseguiu atingir a medula com o uso do trado de incremento.

### **3.4 Datação e indexação das amostras**

O processo de datação cruzada das amostras é efetuado considerando dois raios por árvore e a sincronia das diferentes séries de cada árvore, a fim de eliminar possíveis erros de medição como a presença de falsos anéis ou a ausência deles.

Além da datação entre os raios da mesma árvore, também se realizou a datação entre as diferentes árvores com o propósito de verificar pontos comuns de crescimento (picos baixos e altos) entre cada árvore, sendo que, neste caso, as séries utilizadas para a datação cruzada entre as árvores foi à média dos dois raios da mesma árvore já devidamente datados anteriormente.

O processo de datação cruzada foi realizado em duas etapas. Na primeira efetuou-se apenas uma verificação preliminar da correspondência dos valores de incremento entre as séries de cada árvore, organizados lado a lado (em formato tabular). Na planilha eletrônica é possível deslocar as células facilmente, a fim de inserir ou excluir anéis ausentes ou falsos, respectivamente.

A segunda etapa consistiu na verificação estatística das séries após a datação visual utilizando para isso o *software* COFECHA (Holmes, 1983), específico de dendrocronologia. Este *software* permite a verificação de cada série em segmentos menores, definidos no início do processamento dos dados. Com base nas séries inseridas no programa, é ajustado um modelo chamado de série máster que, por meio da correlação linear de Pearson, verifica-se a existência de correlação significativa entre cada segmento inicialmente especificado das séries reais com a máster ajustada. Este programa ainda aponta pontos com problemas de datação, sugere os anos que por um erro de datação estão causando perda na correlação das séries, etc.

Após a realização deste processo em cada série da mesma árvore, estas duas etapas da datação cruzada foram efetuadas entre todas as árvores da mesma espécie em cada local, a fim de se obter uma série máster para cada espécie de cada local analisado. As árvores que apresentaram correlações não significativas

com a máster foram descartadas das análises, sendo consideradas ruído, descaracterizando a série de crescimento ótima de cada local.

O controle estatístico de qualidade das séries realizado por meio do programa COFECHA é frequentemente utilizado para o controle de qualidade da datação cruzada em estudos de dendrocronologia. O procedimento verifica, estatisticamente, a datação realizada, identificando as amostras ou segmentos de amostras do lenho das árvores que apresentam problemas de demarcação ou mensuração dos anéis de crescimento, indicando a possível existência de anéis de crescimento falsos ou ausentes (Holmes, 1983). O programa COFECHA foi utilizado por muitos autores em todo o mundo, sendo que Medeiros (2005), Oliveira (2007), Alvarado (2009), Chagas (2009), entre outros, empregaram-no com espécies tropicais e subtropicais, como as desta pesquisa.

Após a datação correta, todas as séries foram padronizadas por curvas exponenciais negativas usando-se o programa ARSTAN (Cook, 1985). Este processo gera um índice resultante das larguras dos anéis que reduz a variação na série devido à idade biológica e perturbação endógena de local. Conseqüentemente, a normalização do procedimento maximiza a percentagem de variância comum das larguras dos anéis entre as diferentes séries de um mesmo local. A equação gerada pelo programa está disposta a seguir:

$$G = b_1 \exp(-b_2 t) + b_3 t + b_0$$

Onde:

G = Crescimento estimado de cada ano (largura do anel);

t = ano de formação de cada anel de crescimento;

$b_0, b_1, b_2$  e  $b_3$  = coeficientes da equação.

A remoção das tendências de crescimento foi realizada conforme a metodologia de Fritts (1976), cujos dados são transformados em índices de largura de crescimento conforme segue:

$$I = \frac{R}{G}$$

Onde:

I = Índice da largura dos anéis de crescimento;

R = Largura dos anéis de crescimento observada;

G = Largura dos anéis de crescimento estimada em função da idade.

Segundo López et al. (2006), o programa ARSTAN gera as estatísticas dendrocronológicas principais, incluindo sinal-ruído (SNR), que pode ser considerado como uma expressão da robustez do sinal comum observado entre as árvores; o sinal expresso da população (EPS), uma medida da correlação entre a cronologia média derivada das amostras e da população; e a sensibilidade média (MS), uma medida das diferenças em relação de largura entre os anéis adjacentes. Já para López e Villalba (2011), além das estatísticas citadas, são geradas também estatísticas adicionais usadas em dendrocronologia, como o sinal expresso da população (EPS). O EPS é uma medida do sinal total presente em uma cronologia, em comparação com uma cronologia com boa resposta. Valores de  $EPS > 0,85$  indicam que o número de amostras que integram a cronologia é grande o suficiente para capturar uma percentagem adequada do sinal teórico presente em uma cronologia com boa resposta. Valores de  $EPS < 0,85$  sugerem que a intensidade do sinal fornece uma estimativa inadequada do sinal de verdadeira cronologia devido à falta de sinal comum entre as amostras ou baixa resposta. No estudo de López e Villalba (2011) foi utilizado um segmento de 50 anos de comprimento e 25 anos entre os segmentos consecutivos, assim como o utilizado nesta pesquisa (largura dos segmentos utilizada no COFECHA).

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 Métodos de estimativa das idades das árvores**

Para as árvores cujas medulas foram atingidas pelo trado de Pressler, obteve-se as idades reais, o que tornou possível a aplicação de vários testes, buscando encontrar um método capaz de estimar a idade das espécies sob estudo a partir de variáveis facilmente obtidas em campo. A disponibilidade das idades reais proporcionou a comparação e a validação dos métodos testados. Todavia, para as três espécies estudadas, o número de árvores em que se chegou à medula foi pequeno em cada local, sendo, então, agrupadas as árvores de todos os locais com

esta característica, por espécie, para que fosse possível testar os métodos para estimar as idades por espécie.

#### ***4.1.1 Estimativa da idade das árvores em função do crescimento em classes de DAP***

Na Tabela 3 estão dispostos os incrementos correntes anuais por classe de diâmetro com amplitude de 5 cm para todas as espécies estudadas. Estes incrementos são referentes às árvores em que foi possível atingir a medula no momento da tradagem. Optou-se pelo agrupamento do incremento por classes de diâmetro para distinguir o crescimento das árvores em função dos diâmetros. Assim a estimativa da idade torna-se mais precisa, uma vez que ocorre uma variação maior dos incrementos para as diferentes classes de diâmetro.

#### ***4.1.2 Estimativa da idade em função do DAP***

Uma alternativa testada para estimar da idade das árvores foi o ajuste de modelos matemáticos em função do diâmetro inicial. Neste caso, para todas as árvores de cada espécie em que se conseguiu atingir a medula no momento da tradagem (árvores de todos os locais agrupados) ajustaram-se os modelos propostos (Tabela 1), cujas estatísticas e coeficientes podem ser visualizadas na Tabela 4.

Em relação ao erro padrão da estimativa em porcentagem, a equação gerada para a araucária apresentou a melhor estatística (21,7%) seguido do cedro (25,5%) e imbuia como sendo a menos precisa com 31,5%. Em relação ao coeficiente de determinação ajustado, ocorreu o inverso, pois a equação desenvolvida para imbuia apresentou as melhores estatísticas com coeficientes de determinação de 0,5856, seguido de 0,5720 para o cedro e 0,4614 para a araucária. Para o modelo de Chapman-Richards, o coeficiente “a” representa o valor assintótico médio da variável dependente, que neste caso é a idade em anos; observa-se que o menor valor assintótico foi obtido para a araucária seguido da imbuia e do cedro. Isto sugere que o banco de dados utilizado para a estimativa das idades das araucárias apresenta, para esta modalidade de ajuste, árvores com menores idades.

Fisher et al. (2009) ajustaram um modelo de regressão descrevendo a variação da idade em função do diâmetro para *Araucaria angustifolia* de um remanescente florestal primário sem exploração madeireira localizada no município de Bom Jardim da Serra – SC. O modelo de regressão linear simples apresentou um R<sup>2</sup> de 0,8114, demonstrando que a idade pode ser predita pelo diâmetro. Por meio da equação esses autores conseguiram realizar as estimativas das idades para os demais indivíduos indicando uma variação de idade de 70 a 254 anos. As estatísticas obtidas por estes autores foram melhores às encontradas nesta pesquisa, possivelmente pelo fato de trabalharem com indivíduos provenientes de apenas um local com características mais semelhantes, diferente do modo como foi trabalhado na presente pesquisa.

As estatísticas dos ajustes não foram satisfatórias, o que pode ter sido ocasionado pela grande dispersão dos valores das idades em relação ao diâmetro. Esta dispersão pode ser visualizada na Figura 5 onde se observa a representação dos pontos da idade real e a curva ajustada da idade estimada. Como a curva estimada representa a média, pode-se observar uma distância acentuada em alguns pontos da idade real em relação à idade estimada.

Tabela 3: Incrementos médios anuais sem casca por classe de DAP (com amplitude de 5 cm) para as três espécies estudadas.

Classe de DAP (cm)	Araucária		Cedro		Imbuia	
	Incremento (cm/ano)	Idade (anos)	Incremento (cm/ano)	Idade (anos)	Incremento (cm/ano)	Idade (anos)
2,5	0,437	5,7	0,382	6,5	0,374	6,6
7,5	0,439	17,1	0,365	20,5	0,314	23,8
12,5	0,410	30,5	0,383	32,6	0,348	35,8
17,5	0,380	46,0	0,381	45,8	0,312	56,0
22,5	0,383	58,7	0,398	56,4	0,348	64,5
27,5	0,390	70,4	0,355	77,3	0,375	73,2
32,5	0,382	85,1	0,329	98,6	0,389	83,5
37,5	0,455	82,4	0,270	138,6	0,385	97,1
42,5	0,463	91,6	0,332	127,7	0,394	107,8
47,5	0,382	124,2	0,444	106,8	0,429	110,5
52,5	0,432	121,4	-	-	0,452	116,0
57,5	0,378	151,9	-	-	0,321	179,0
62,5	0,320	195,3	-	-	0,450	138,8
67,5	-	-	-	-	0,387	174,4
72,5	-	-	-	-	0,390	185,8

Tabela 4: Estatísticas dos modelos para a estimativa da idade em função do DAP com casca para *A. angustifolia*, *C. fissilis* e *O. porosa*.

Espécie	Modelo	Formulação	Syx%	R <sup>2</sup> ajust	a	b	c	D	
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	$I = a(1 - e^{-bDAP})^c$	22,3	0,4472	94,666	0,029	0,520	-----	
	2	$I = a(e^{bDAP})$	22,3	0,4259	47,708	0,012	-----	-----	
	3	$I = a + bDAP$	22,2	0,4337	43,431	0,879	-----	-----	
	4	$I = a + b(\ln(DAP))$	22,1	0,4404	-6,129	22,703	-----	-----	
	5	$I = a + bDAP + cDAP^2$	22,0	0,4422	32,959	1,704	-0,014	-----	
	6	$I = a + bDAP + cDAP^2 + dDAP^3$	22,3	0,4215	44,010	0,321	0,037	-0,001	
	7	$I = a(DAP^b)$	<b>21,7</b>	<b>0,4614</b>	21,882	0,345	-----	-----	
<i>Cedrela fissilis</i>	1	$I = a(1 - e^{-bDAP})^c$	25,9	0,5598	132,436	0,083	4,555	-----	
	2	$I = a(e^{bDAP})$	26,2	0,5485	33,264	0,029	-----	-----	
	3	$I = a + bDAP$	25,8	0,5606	15,662	2,210	-----	-----	
	4	$I = a + b(\ln(DAP))$	26,5	0,5374	-92,988	52,039	-----	-----	
	5	$I = a + bDAP + cDAP^2$	25,8	0,5607	14,371	2,319	-0,002	-----	
	6	$I = a + bDAP + cDAP^2 + dDAP^3$	26,2	0,5496	-1,715	4,471	-0,089	0,001	
	7	$I = a(DAP^b)$	<b>25,5</b>	<b>0,5720</b>	5,901	0,776	-----	-----	
<i>Ocotea porosa</i>	1	$I = a(1 - e^{-bDAP})^c$	32,3	0,5526	127,965	0,083	2,637	-----	
	2	$I = a(e^{bDAP})$	35,7	0,4529	35,659	0,025	-----	-----	
	3	$I = a + bDAP$	32,8	0,5362	25,537	1,989	-----	-----	
	4	$I = a + b(\ln(DAP))$	31,9	0,5484	-96,774	55,717	-----	-----	
	5	$I = a + bDAP + cDAP^2$	31,5	0,5725	-15,022	5,131	-0,048	-----	
	6	$I = a + bDAP + cDAP^2 + dDAP^3$	<b>31,5</b>	<b>0,5856</b>	23,284	0,305	0,125	-0,002	
	7	$I = a(DAP^b)$	32,6	0,5438	7,038	0,729	-----	-----	

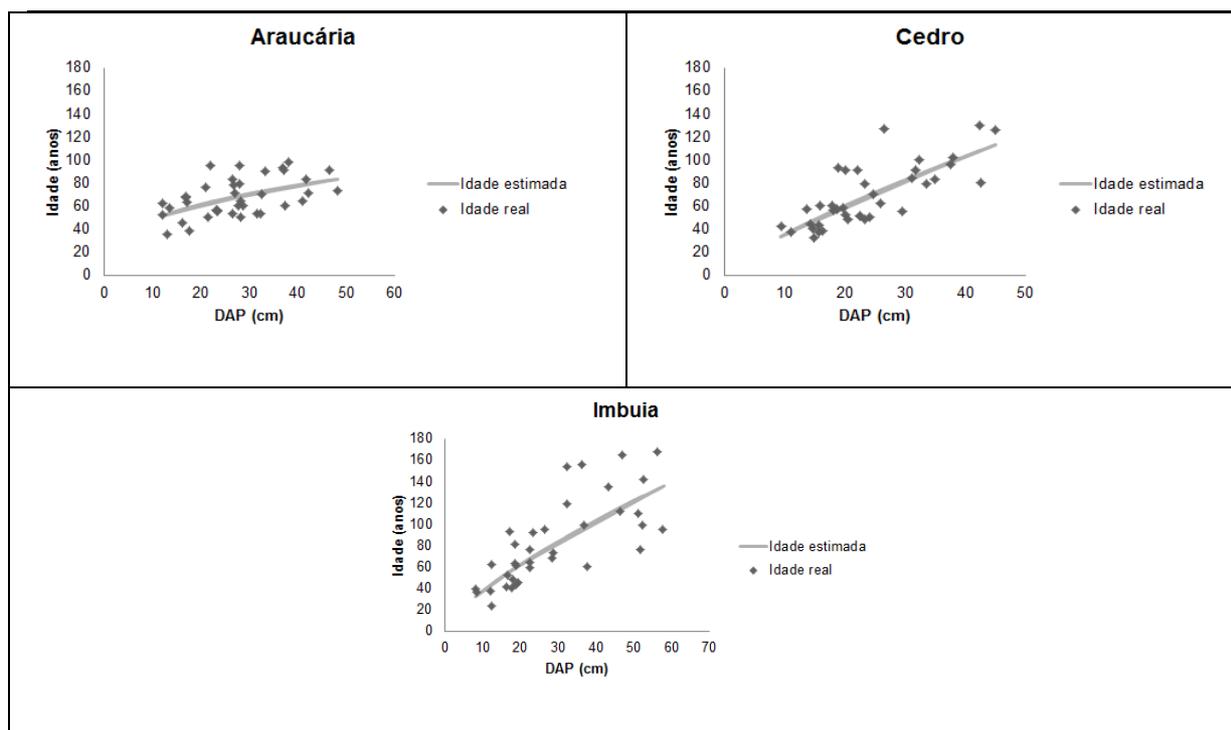


Figura 5: Curvas da idade em função do DAP para as três espécies estudadas.

#### 4.1.3 Estimativa da idade das árvores em função da taxa de crescimento

Observa-se na Figura 6 o comportamento decrescente das taxas médias de crescimento à medida que aumenta o tamanho dos diâmetros das árvores. Percebe-se que nos primeiros anos e, conseqüentemente, nos menores diâmetros, as taxas

de crescimento são mais elevadas, chegando próximo a 0,25 cm/ano para a araucária e para a imbuia e 0,35cm/ano para o cedro. Nas árvores com diâmetros próximos dos 12,5 cm a taxa se estabiliza, apresentando um comportamento linear próximo a 0,05cm/ano, tendendo a zero nas classes de maior tamanho.

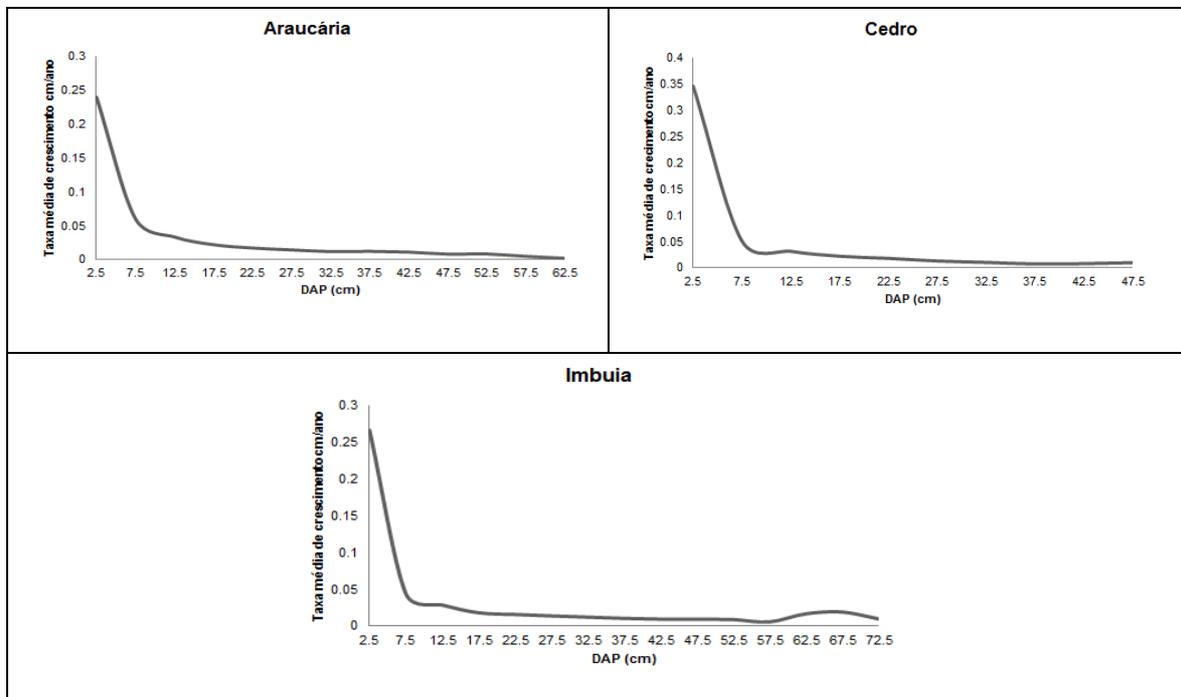


Figura 6: Taxa de crescimento média de *A. angustifolia*, *C. fissilis* e *O. porosa* por classe de diâmetro em todos os locais, sendo no eixo X o DAP em cm/ano e no eixo Y as taxas médias de crescimento.

Com os resultados da metodologia proposta e detalhada anteriormente, foi realizada a modelagem da idade em função do diâmetro (centro de classe de DAP) com os diferentes modelos testados, para as quais as estatísticas para as três espécies estudadas podem ser observadas na Tabela 5.

Os modelos ajustados apresentam estatísticas diferenciadas para as três espécies estudadas em relação ao coeficiente de determinação ajustado, sendo o melhor resultado encontrado para o cedro ( $R^2 = 0,7805$ ) como modelo polinomial de 3º grau, seguido da imbuia ( $R^2 = 0,7569$ ) e da araucária ( $R^2 = 0,6911$ ), ambas com o modelo de Chapman-Richards. No que diz respeito ao erro padrão da estimativa os ajustes para as três espécies apresentam-se bastante semelhantes, com valores próximos a 30% e coeficientes de determinação maiores que o método anterior.

Tabela 5: Estatísticas dos modelos para a estimativa da idade em função da taxa de crescimento para *A. angustifolia*, *C. fissilis* e *O. porosa*.

Espécie	Modelo nº	Formulação	Syx%	R <sup>2</sup> ajust	a	b	c	d
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	$I = a(1 - e^{-bDAP})^c$	<b>32,7</b>	<b>0,6911</b>	85,793	0,061	1,395	-----
	2	$I = a(e^{bDAP})$	39,4	0,5510	22,932	0,033	-----	-----
	3	$I = a + bDAP$	34,8	0,6507	9,367	1,915	-----	-----
	4	$I = a + b(\ln(DAP))$	34,1	0,6644	-29,170	27,428	-----	-----
	5	$I = a + bDAP + cDAP^2$	32,7	0,6906	-2,457	3,532	-0,039	-----
	6	$I = a + bDAP + cDAP^2 + dDAP^3$	32,8	0,6890	-3,461	3,767	-0,052	0,0002
	7	$I = a(DAP^b)$	33,6	0,6741	5,717	0,721	-----	-----
<i>Cedrela fissilis</i>	1	$I = a(1 - e^{-bDAP})^c$	29,2	0,7740	107,025	0,024	0,682	-----
	2	$I = a(e^{bDAP})$	31,9	0,7313	20,916	0,043	-----	-----
	3	$I = a + bDAP$	29,0	0,7767	7,968	2,348	-----	-----
	4	$I = a + b(\ln(DAP))$	34,6	0,6839	-23,903	27,355	-----	-----
	5	$I = a + bDAP + cDAP^2$	29,1	0,7754	7,757	2,381	-0,001	-----
	6	$I = a + bDAP + cDAP^2 + dDAP^3$	<b>28,8</b>	<b>0,7805</b>	1,755	4,037	-0,106	0,002
	7	$I = a(DAP^b)$	29,1	0,7754	5,031	0,805	-----	-----
<i>Ocotea porosa</i>	1	$I = a(1 - e^{-bDAP})^c$	<b>30,2</b>	<b>0,7569</b>	115,568	0,046	1,075	-----
	2	$I = a(e^{bDAP})$	38,9	0,5961	32,160	0,026	-----	-----
	3	$I = a + bDAP$	33,7	0,6979	18,210	1,987	-----	-----
	4	$I = a + b(\ln(DAP))$	31,6	0,7341	-28,344	32,396	-----	-----
	5	$I = a + bDAP + cDAP^2$	30,3	0,7566	2,610	4,031	-0,041	-----
	6	$I = a + bDAP + cDAP^2 + dDAP^3$	30,3	0,7556	0,741	4,461	-0,062	0,0003
	7	$I = a(DAP^b)$	31,3	0,7406	9,690	0,623	-----	-----

Na Figura 7, observa-se que o DAP máximo encontrado para as 3 espécies não é maior do que 70 cm, em decorrência de que o trado de incremento possui 40 cm de comprimento e é impossível chegar à medula de árvores maiores que 80 cm de diâmetro (presumindo que a medula esteja localizada no centro da árvore). A idade máxima estimada (coeficiente a do modelo biológico) para estes indivíduos foi próxima a 85 anos para a araucária, 107 anos para o cedro e 115 anos para a imbuia, o que pode ser verificado nos coeficientes “a” do modelo de Chapman-Richards apresentado na Tabela 5.

Em relação ao ajuste do modelo de Chapman-Richards, a curva gerada para a araucária e imbuia apresenta um formato sigmoidal com tendência de estabilizar-se a partir dos 50 e 60 cm de DAP, respectivamente. Acredita-se que isso ocorra em função da diminuição do crescimento e possivelmente pelas menores dimensões das árvores das quais se atingiu a medula em relação às demais, podendo se encontrar em uma condição de supressão na floresta.

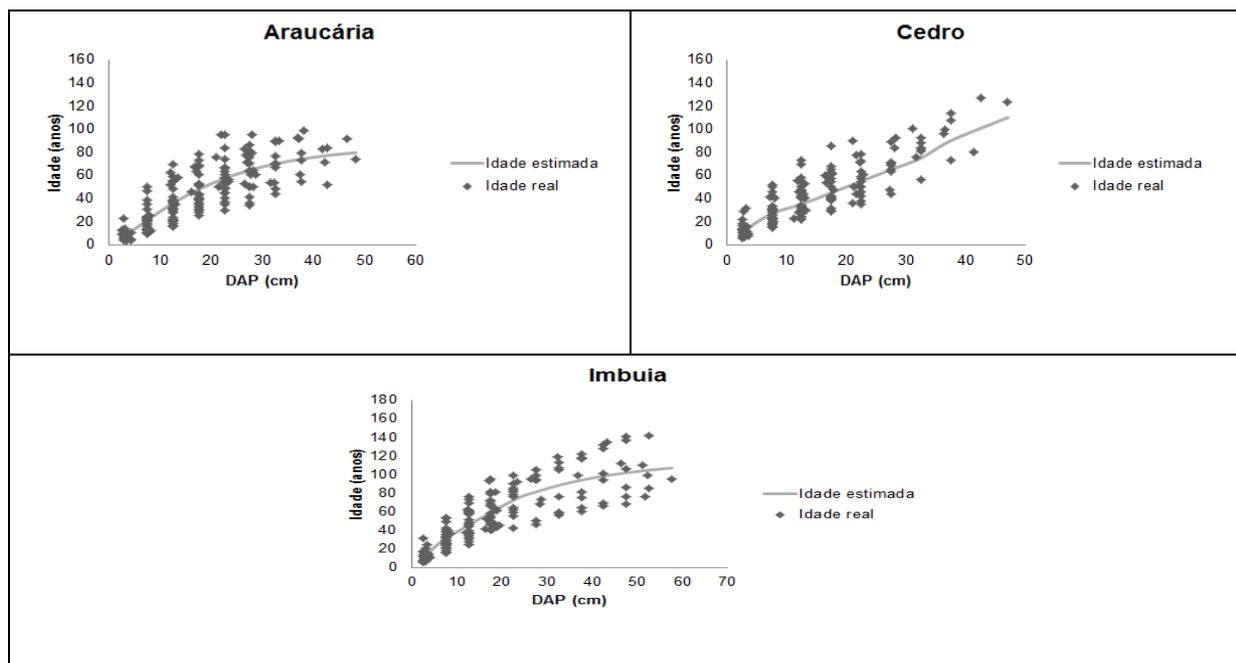


Figura 7: Curva da idade em função da taxa de crescimento resultante do ajuste do modelo de Chapman-Richards para as três espécies estudadas.

#### 4.1.4 Comparação dos métodos de estimativas das idades

Como as amostras que atingiram a medula com o uso do trado de incremento apresentam idades reais, e como foram utilizadas três metodologias para a estimativa da idade destes indivíduos, a comparação das idades estimadas em relação à real foi realizada por meio da análise de variância. Para as araucárias, amostradas em todos os locais, foram consideradas 67 árvores que atingiram a medula, 44 árvores para o cedro e 41 para a imbuia.

Neste caso, aplicou-se inicialmente, o teste de Bartlett, a fim de verificar se as variâncias são homogêneas. Constatou-se que as variâncias não são homogêneas, sendo necessário, portanto, que os dados fossem transformados. Foi utilizado então o inverso de cada valor e, desta forma, o teste de Bartlett indicou homogeneidade das variâncias.

Assim, procedeu-se a análise de variância e pode-se observar na Tabela 6, que os p-valores não foram significativos, indicando que as médias são iguais estatisticamente e podendo-se utilizá-las para estimar as idades com valores estimados, estatisticamente iguais às idades reais.

Neste aspecto, para Moore (2007), o p-valor apresenta a probabilidade dos valores encontrados a partir de dados amostrais serem representativos dos parâmetros populacionais, dado que a hipótese nula é verdadeira. Quanto menor o seu valor, maior é a confiança do pesquisador em rejeitar a hipótese nula. No outro oposto, valores altos do p indicam que a hipótese nula ( $H_0$ ) não pode ser rejeitada, ou seja, as médias comparadas não diferem estatisticamente.

Tabela 6: Médias das idades estimadas pelos diferentes métodos e significância da análise de variância (teste F).

Metodologia	Araucária p-valor=0,1199	Cedro p-valor=0,8206 Média das idades (anos)	Imbuia p-valor=0,6752
Testemunha	73,57	61,777	90,285
Incremento	73,91	64,901	83,743
DAP	71,28	67,124	88,192
Taxa	66,01	63,610	82,620

#### 4.2 Estimativa da idade para os diferentes locais do sul do Brasil

Pelo fato da idade estimada ser igual estatisticamente pelas três metodologias empregadas, utilizou-se a que apresenta maior facilidade de obter as estimativas, ou seja, sem a necessidade do ajuste de modelos matemáticos (idade em função do incremento) para a estimativa das demais idades. Observam-se na Tabela 7 os valores das idades estimadas para a araucária, o cedro e a imbuia nos seis diferentes locais do sul do Brasil.

Em relação à araucária, a idade estimada média dos indivíduos variou de 71 anos, em Três Barras – SC a 264 anos em Caçador - SC, demonstrado assim, a grande variabilidade das idades nos diferentes locais. A idade estimada dos cedros amostrados nos diferentes locais variou de 50 anos (São Francisco de Paula, RS) a 109 anos (Irati, PR) e a menor variação da idade, dentre as três espécies estudadas, foi verificada para a imbuia, ou seja, dos quatros locais onde foram coletadas amostras desta espécie, em três deles a idade estimada média foi superior a 120 anos, sendo que em Caçador - SC, chegou a 196 anos.

Tabela 7: Idades estimadas para as três espécies estudadas nos diferentes locais.

Local	Idades (anos) estimadas Araucária			Idades (anos) estimadas Cedro			Idades (anos) estimadas Imbuia		
	Min.	Média	Max.	Min.	Média	Max.	Min.	Média	Max.
Caçador, SC	78	264	588	41	104	171	102	196	322
Chapecó, SC	33	85	138	39	87	141	-	-	-
Irati, PR	35	119	303	27	109	231	47	127	224
São Francisco de Paula, RS	53	99	170	25	50	71	-	-	-
São João do Triunfo, PR	59	101	138	20	66	154	66	139	516
Três Barras, SC	36	71	244	45	87	215	26	65	116

\*Min. = Idade mínima estimada para uma espécie em determinado local (anos); Média = Idade média estimada para uma espécie em determinado local (anos); Max. = Idade máxima estimada para uma espécie em determinado local (anos).

Fisher et al. (2009) avaliaram a estrutura etária de uma população de *Araucaria angustifolia* de um remanescente florestal primário sem exploração madeireira localizada no município de Bom Jardim da Serra, estado de Santa Catarina, destacando que as idades das árvores variaram de 70 a 248 anos. Lisi (2009) verificou que as araucárias no Parque Nacional de Itatiaia apresentavam idade variando de 64 até 308 anos. Seitz e Kanninen (1988) realizaram estudo dendrocronológico em 10 árvores de *Araucaria angustifolia* localizadas na Estação Experimental de São João do Triunfo, estado do Paraná e encontraram uma idade média de 65 anos variando entre 55 a 90 anos na altura de 2 m.

Em relação a idade média por classe de diâmetro, pode ser observado na Figura 8 a evolução das idades para as três espécies estudadas.

No caso da araucária, a idade média de todos os locais apresentou uma tendência crescente, ou seja, à medida que a árvore atinge maiores dimensões, também apresenta maior idade, o que seria um resultado esperado. Também se observou que os indivíduos com menores dimensões (entre 10 e 20 cm de DAP) tiveram idades menores, com média de 63,9 anos, variando de 35,4 anos (Irati) a 75,4 anos (Chapecó), sendo que não foram encontrados indivíduos nesta classe em Caçador. Já a idade média da classe seguinte é de 77,3 anos, ou seja, uma diferença não muito grande em relação à classe anterior. Isso indica que, até atingir a dimensão da primeira classe, as árvores passaram por um período de crescimento em diâmetro desfavorável, provavelmente suprimidas pelas árvores de maiores dimensões, resultando na necessidade de um maior período de tempo para atingirem as primeiras classes de diâmetro.

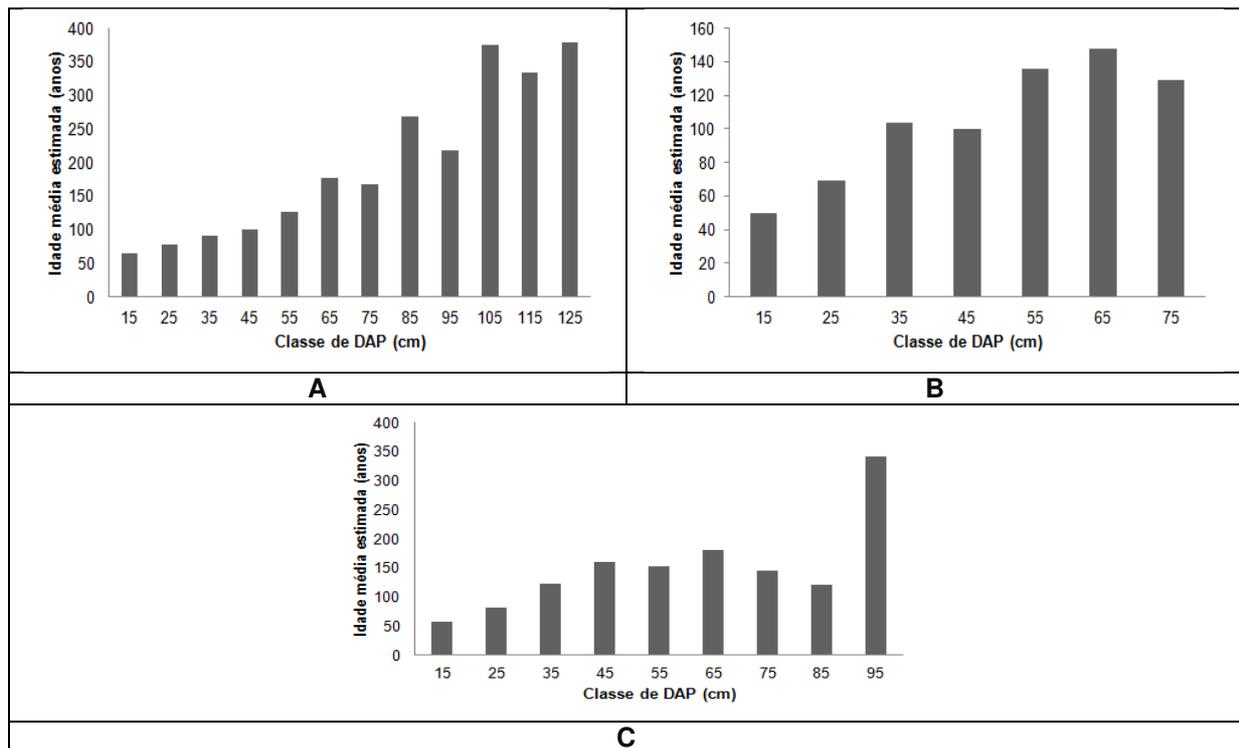


Figura 8: Média das idades estimadas para os indivíduos de todos os locais. (A) Araucária; (B) Cedro e; (C) Imbuia.

Em relação ao cedro, percebe-se uma idade estimada média menor em todas as classes de diâmetro, em consequência de um crescimento maior desta espécie em relação à araucária, ou mesmo pelo fato de a araucária ser uma espécie mais longeva em relação ao cedro.

Já no caso da imbuia, com exceção da classe 95, que foi contemplada somente com indivíduos de São João do Triunfo, e que apresentou uma idade muito superior à da classe anterior, nas demais classes a idade estimada média encontrada em todos os locais apresentam valores intermediários aos encontrados na araucária (maior) e cedro (menor) desta pesquisa.

#### 4.3 Dendrocronologia da araucária, cedro e imbuia no sul do Brasil

Os valores dos índices de crescimento, bem como as cronologias geradas para cada espécie aqui apresentados, serão descritos de maneira resumida devido ao espaço disponível, sendo que para cada espécie será apresentada somente os índices de crescimento e cronologia de um local (cronologia mais longa). Informações detalhadas a respeito podem ser obtidas em Stepka (2012).

### 4.3.1 *Araucaria angustifolia*

As correlações de Pearson dos segmentos das séries geradas para a araucária de Caçador estão na Tabela 8, onde também estão as correlações de cada série com o máster. Constata-se que a correlação média de todos os segmentos das séries e as correlações de todas as séries com o máster apresentam correlações significativas.

Tabela 8: Número das árvores, amplitude dos anos de cada árvore, correlação dos segmentos das séries individuais com os segmentos da série máster e correlação das séries com a máster para *A. angustifolia* amostrada em Caçador - SC.

Séries Nº	Amplitude (anos)	Correlação nas Classes de Segmentos (anos)										Correlação da série com a Máster	
		1775 1824	1800 1849	1825 1874	1850 1899	1875 1924	1900 1949	1925 1974	1950 1999	1975 2009			
P01-04	1844	2009			0,38	0,42	0,35	0,41	0,41	0,34	0,42	0,367	
P01-05	1831	2009			0,36	0,52	0,62	0,46	0,37	0,44	0,37	0,392	
P01-06	1783	2009	0,43	0,37	0,39	0,37	0,27	0,36	0,45	0,48	0,57	0,408	
P01-09	1866	2009				0,60	0,70	0,68	0,67	0,70	0,77	0,651	
P01-12	1850	2009				0,47	0,54	0,55	0,43	0,49	0,51	0,417	
P01-37	1780	2009	0,47	0,46	0,41	0,46	0,33	0,49	0,43	0,34	0,34	0,397	
P02-02	1811	2009		0,33	0,46	0,41	0,46	0,49	0,36	0,43	0,47	0,395	
P02-14	1821	2009		0,50	0,47	0,39	0,41	0,50	0,38	0,52	0,54	0,479	
P02-17	1885	2009					0,29	0,31	0,41	0,54	0,62	0,425	
P02-25	1890	2009					0,37	0,36	0,37	0,50	0,52	0,361	
P02-33	1856	2009				0,59	0,53	0,54	0,40	0,24	0,32	0,456	
P03-26	1885	2009					0,41	0,39	0,49	0,28	0,30	0,364	
P03-38	1949	2009							0,30	0,32	0,30	0,358	
P03-40	1943	2009							0,37	0,36	0,47	0,398	
P03-59	1792	2009	0,63	0,67	0,45	0,42	0,45	0,41	0,36	0,45	0,58	0,464	
P03-66	1874	2009				0,31	0,29	0,33	0,38	0,37	0,39	0,339	
P04-07	1872	2009				0,33	0,36	0,39	0,44	0,44	0,45	0,403	
P04-08	1902	2009						0,33	0,46	0,41	0,36	0,335	
P04-21	1817	2009		0,45	0,63	0,65	0,58	0,45	0,33	0,34	0,36	0,470	
P04-32	1878	2008					0,40	0,40	0,35	0,49	0,49	0,431	
P04-38	1856	2009					0,41	0,42	0,40	0,36	0,62	0,59	0,450
P04-41	1840	2009				0,39	0,35	0,41	0,44	0,41	0,45	0,51	0,401
P04-43	1815	2009		0,55	0,44	0,51	0,38	0,33	0,46	0,50	0,50	0,487	
P06-01	1824	2009		0,42	0,42	0,41	0,42	0,46	0,39	0,34	0,40	0,426	
P06-15	1837	2009			0,38	0,45	0,43	0,43	0,40	0,43	0,53	0,381	
P06-44	1859	2009				0,53	0,42	0,38	0,44	0,36	0,41	0,459	
P06-48	1874	2009				0,37	0,37	0,41	0,35	0,48	0,50	0,455	
P06-50	1881	2009					0,43	0,62	0,54	0,41	0,36	0,419	
P06-51	1865	2009				0,38	0,45	0,38	0,41	0,53	0,45	0,353	
P06-61	1861	2009				0,44	0,35	0,39	0,37	0,44	0,44	0,424	
Média			0,51	0,47	0,43	0,45	0,42	0,43	0,41	0,43	0,46	0,423	

Alvarado (2009) utilizou segmentos de 30 anos comparados a cada 15 e obteve inter-correlações médias significativas, variando de 0,63 a 0,76. Chagas (2009), utilizando segmentos de menores dimensões para as cinco espécies

estudadas na sua pesquisa, obteve inter-correlações médias variando de 0,389 a 0,754. Os valores das correlações encontradas na presente pesquisa para Caçador (Tabela 8) são menores que as médias citadas por Chagas (2009) e Alvarado (2009), porém a longitude dos segmentos utilizados por estes autores é menor, forçando para que a correlação crítica destes segmentos seja maior e os valores das correlações médias sejam maiores. Por outro lado, Lopez e Villalba (2011), utilizando segmentos de 50 anos comparados a cada 25 (assim como neste trabalho), obtiveram correlações médias para os dois locais de estudo de 0,41 e 0,61. Estes valores se assemelham aos encontrados na presente pesquisa, analisando o valor médio das correlações, a longitude (distância dos segmentos) dos segmentos analisados e a dimensão das séries (1829-2005) diferente dos valores encontrados por Chagas (2009) e Alvarado (2009) em séries mais curtas.

As séries coletadas para a araucária de Caçador foram todas significativas, não tendo sido necessário, portanto, a exclusão de nenhuma série individual. A máster gerada pelo COFECHA pode ser visualizada na Figura 9 onde estão os índices de crescimento de cada ano que apresenta mais de duas repetições.

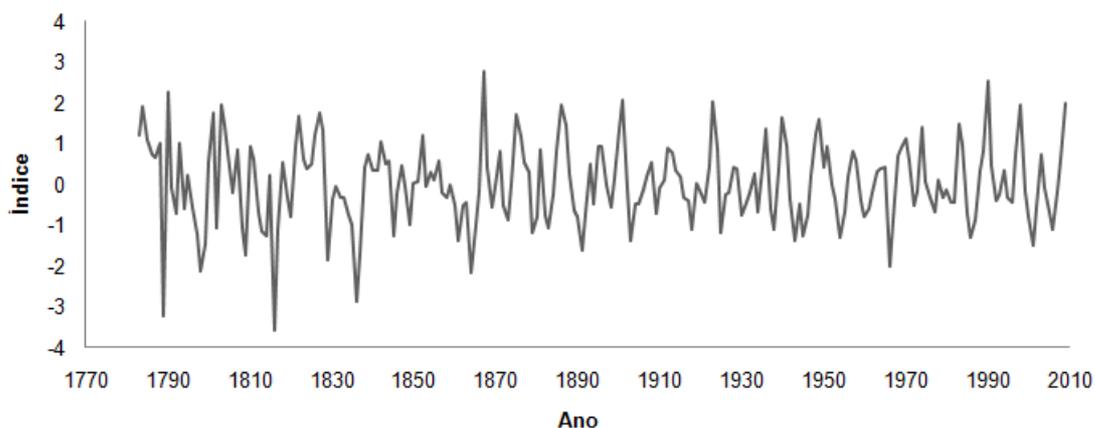


Figura 9: Série máster de *A. angustifolia* amostradas em Caçador elaborada com as séries significativas pelo software COFECHA

Além da máster gerada pelo COFECHA (Figura 9), pode-se observar na Figura 10 a cronologia gerada pelo ARSTAN para a araucária de Caçador.

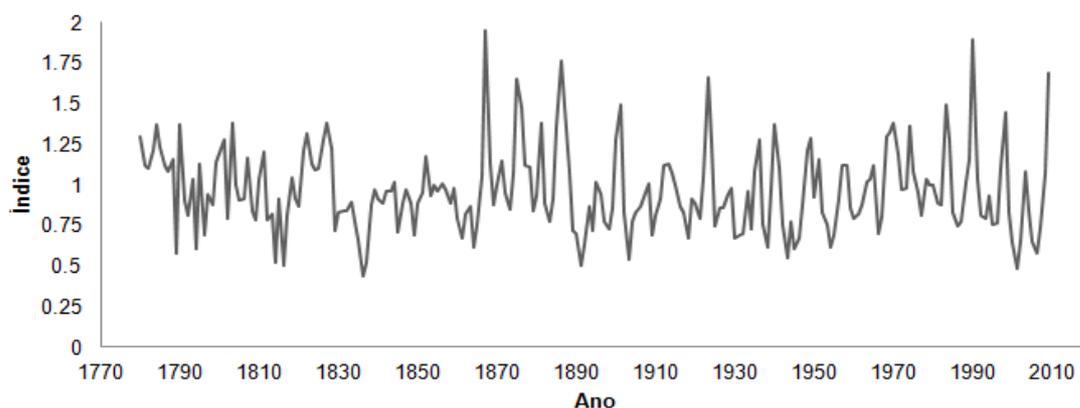


Figura 10: Série máster de *A. angustifolia* amostradas em Caçador construída e indexada pelo software ARSTAN.

Nestas cronologias podem ser observados os índices de crescimento para cada ano, podendo-se destacar os picos de crescimento alto ou baixo. Na cronologia COFECHA, um índice igual a 3 em um ano e -2 em outro ano, indica uma grande amplitude de crescimento, respectivamente, alto e baixo. No caso do ARSTAN, também se percebe esta amplitude do crescimento, no entanto, os índices resultantes sempre são maiores que zero.

Nestas duas cronologias resultantes da análise de todas as araucárias amostradas em Caçador, pode-se encontrar valores de crescimento dos anos de 1783 até 2009, podendo-se observar alguns anos muito característicos de alto e baixo crescimento como por exemplo: 1789, 1798, 1816, 1836, 1864, 1966 característicos como de baixo crescimento e os anos de 1790, 1867, 1901, 1923, 1990 característicos de crescimento alto. Tanto os anos de alto como de baixo crescimento apresentam valores diferenciados dos demais anos, causando alguns picos para mais ou para menos nas cronologias geradas (Figuras 9 e 10). Estes picos facilmente visualizados nas cronologias, foram ocasionados pelo fato de ocorrerem incrementos bastante diferenciados daqueles dos anos anteriores e posteriores da cronologia, podendo ser considerados com indicadores de crescimento baixo e alto, respectivamente.

De maneira geral, as cronologias resultantes dos softwares COFECHA e ARSTAN são bastante semelhantes, sendo a principal diferença entre elas o fato de a cronologia gerada pelo ARSTAN apresentar somente índices positivos, enquanto

que a obtida pelo COFECHA apresenta os valores equalizados tendo o “zero” no centro. Na cronologia gerada pelo COFECHA pode-se observar com maior clareza os picos de crescimento baixo em relação à cronologia gerada pelo ARSTAN.

#### 4.3.2 *Cedrela fissilis*

A cronologia mais longa gerada para o cedro foi para as amostras coletadas em Irati, onde suas análises com as correlações dos segmentos e da série máster elaboradas pelo COFECHA podem ser observadas na Tabela 9.

Tabela 9: Número das árvores, amplitude dos anos de cada árvore, correlação dos segmentos das séries individuais com os segmentos da série máster e correlação das séries com a máster para *C. fissilis* amostrada em Irati.

Séries Nº	Amplitude (anos)		Correlação nas Classes de Segmentos (anos)							Correlação da série com a Máster	
			1825 1874	1850 1899	1875 1924	1900 1949	1925 1974	1950 1999	1975 2009		
<b>B12-127</b>	<b>1958</b>	<b>2009</b>							<b>0,49</b>	<b>0,50</b>	<b>0,308</b>
B12-214	1836	2009	0,49	0,54	0,46	0,48	0,41	0,37	0,34	0,427	
B12-474	1945	2009					0,44	0,37	0,44	0,441	
B14-01	1929	2009					0,83	0,80	0,78	0,792	
B14-263	1901	2009				0,45	0,45	0,51	0,65	0,416	
B14-263	1901	2009				0,51	0,54	0,42	0,44	0,428	
B15-139	1962	2009							0,40	0,345	
B15-141	1947	2009					0,34	0,35	0,39	0,345	
<b>B15-343</b>	<b>1957</b>	<b>2009</b>							<b>0,38</b>	<b>0,41</b>	<b>0,306</b>
B15-36	1957	2009						0,59	0,55	0,440	
B15-537	1926	2009					0,45	0,42	0,57	0,444	
<b>B15-539</b>	<b>1926</b>	<b>2009</b>					<b>0,40</b>	<b>0,36</b>	<b>0,53</b>	<b>0,310</b>	
<b>B15-578</b>	<b>1937</b>	<b>2009</b>					<b>0,36</b>	<b>0,38</b>	<b>0,40</b>	<b>0,311</b>	
<b>B16-33</b>	<b>1944</b>	<b>2009</b>					<b>0,52</b>	<b>0,47</b>	<b>0,53</b>	<b>0,278</b>	
B16-144	1913	2009				0,62	0,61	0,47	0,49	0,439	
B16-163	1898	2009			0,50	0,43	0,45	0,46	0,55	0,453	
<b>B16-327</b>	<b>1974</b>	<b>2009</b>							<b>0,76</b>	<b>0,203</b>	
<b>B16-381</b>	<b>1847</b>	<b>2009</b>	<b>0,42</b>	<b>0,47</b>	<b>0,48</b>	<b>0,48</b>	<b>0,54</b>	<b>0,50</b>	<b>0,53</b>	<b>0,289</b>	
B17-219	1890	2009			0,54	0,46	0,45	0,45	0,49	0,392	
<b>B17-427</b>	<b>1923</b>	<b>2009</b>				<b>0,48</b>	<b>0,48</b>	<b>0,52</b>	<b>0,45</b>	<b>0,200</b>	
B17-556	1901	2009				0,34	0,50	0,58	0,70	0,341	
B17-611	1931	2009					0,64	0,69	0,64	0,340	
<b>B19-111</b>	<b>1957</b>	<b>2009</b>							<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,137</b>
B19-212	1919	2009				0,49	0,47	0,63	0,62	0,504	
<b>B19-271</b>	<b>1918</b>	<b>2009</b>				<b>0,46</b>	<b>0,43</b>	<b>0,41</b>	<b>0,41</b>	<b>0,302</b>	
B19-61	1944	2009					0,49	0,53	0,64	0,445	
B19-627	1957	2009						0,64	0,61	0,639	
B19-630	1940	2009					0,51	0,57	0,63	0,328	
B19-694	1943	2009					0,46	0,42	0,38	0,369	
	Média		0,45	0,50	0,50	0,47	0,49	0,49	0,52	0,384	

\*Negrito= inferior ao valor crítico de 0,3281 ( $\alpha \leq 0,01$ )

Das 29 amostras coletadas para cedro de Irati, dez não apresentaram significância estatística, sendo, portanto, descartadas da análise. Com a exclusão destas séries não significativas a correlação média das séries com a máster gerada passou de 0,384 para 0,430. Os valores das correlações médias dos segmentos das séries individuais foram todos significativos a 1% variando de 0,47 a 0,52.

Andreacci (2012) realizou o controle de qualidade da largura dos anéis do crescimento de árvores de *Cedrela fissilis* em duas regiões no estado do Paraná. Para as 71 amostras coletadas de 20 árvores localizadas no primeiro planalto paranaense, 22 amostras de 11 destas árvores apresentaram correlação significativa (0,556), demonstrando haver um sinal comum de crescimento para 11 árvores do total de 20. Para outra área, no litoral do estado, 15 raios de um total de 39 amostrados, pertencentes a 11 árvores, apresentaram uma tendência comum de crescimento, porém a correlação das séries não foi significativa (0,356).

As cronologias geradas pelos softwares COFECHA e ARSTAN, a partir das 19 séries que apresentaram significância estatística, podem ser observadas, respectivamente, nas Figuras 11 e 12.

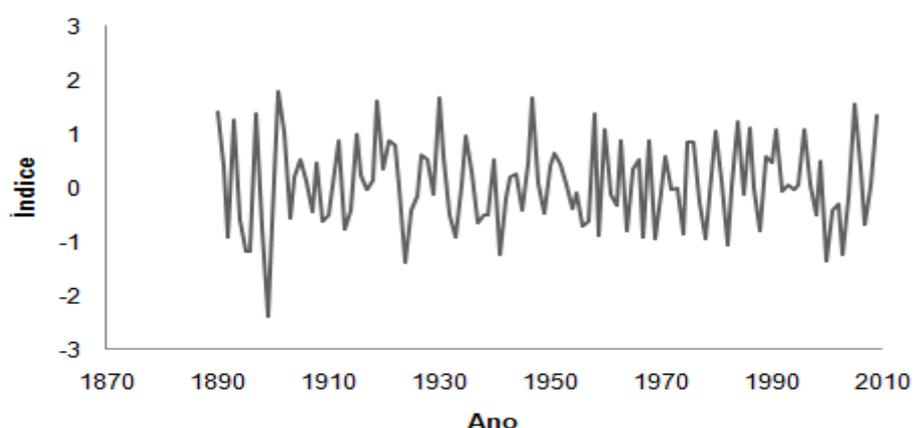


Figura 10: Série máster de *C. fissilis* amostradas em Irati elaborada somente com as séries significativas pelo software COFECHA.

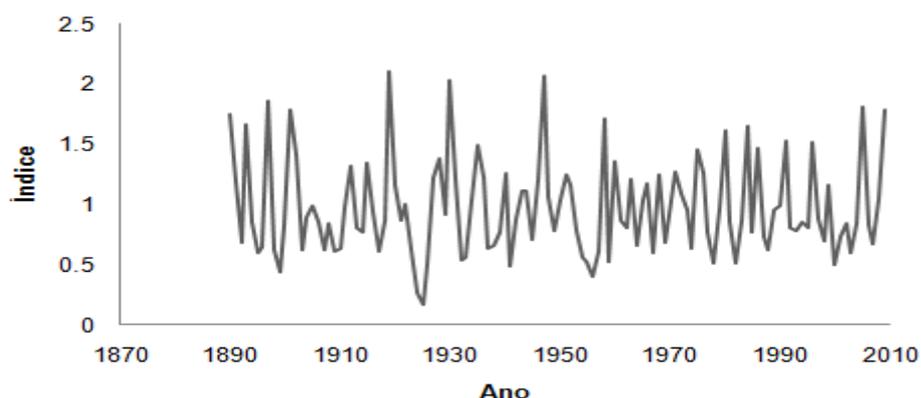


Figura 11: Série máster de *C. fissilis* amostradas em Irati construída e indexada pelo software ARSTAN.

Os gráficos das cronologias apresentadas nas Figuras 11 e 12, demonstram que os anos que se apresentaram como característicos de crescimento alto foram: 1890, 1893, 1897, 1901, 1919, 1930, 1947, 1958, 1984, 2005, 2009. Os que apresentaram características de crescimento baixo foram os de 1899, 1924, 1941, 2000, 2003. De maneira geral, nos mais de 100 anos em que as cronologias representam, ocorrem mais anos característicos de crescimento alto do que baixo, porém os maiores picos ocorreram em anos de crescimento baixo, que aconteceram no final do século 19 e começo do século 20, com os anos de 1899 e 1924.

#### **4.3.3 *Ocotea porosa***

Na Tabela 10 observa-se a correlação dos segmentos e a correlação de cada série com a máster (mais longa para esta espécie), para as imbuías amostradas em Caçador elaboradas no software COFECHA.

As imbuías de Caçador apresentaram correlações médias entre os segmentos superiores aos valores críticos, variando de 0,38 a 0,49, sendo possível verificar somente uma série com correlação não significativa com a máster, que foi descartada das análises subsequentes. Com a exclusão desta série não significativa, a correlação com a máster passou de 0,418 para 0,424.

As imbuías de Caçador foram as que apresentaram as maiores idades dentre todas as espécies estudadas nesta pesquisa nos seis diferentes locais do sul do

Brasil. Portanto, as cronologias geradas pelos softwares COFECHA e ARSTAN (Figuras 13 e 14, respectivamente) são as mais longas de todos os locais.

Tabela 10: Número das árvores, amplitude dos anos de cada árvore, correlação dos segmentos das séries individuais com os segmentos da série máster e correlação das séries com a máster para *O. porosa* amostrada em Caçador.

Séries Nº	Amplitude (anos)	Correlação nas Classes de Segmentos (anos)										Correlação da série com a Máster
		1775	1800	1825	1850	1875	1900	1925	1950	1975		
		1824	1849	1874	1899	1924	1949	1974	1999	2009		
P01-13	1779 2009	0,36	0,38	0,43	0,40	0,34	0,48	0,33	0,34	0,55	0,405	
P01-19	1782 2009	0,45	0,41	0,40	0,50	0,59	0,55	0,45	0,38	0,37	0,461	
P01-30	1827 2009			0,45	0,46	0,42	0,55	0,49	0,41	0,51	0,461	
P01-31	1725 2009	0,38	0,36	0,42	0,38	0,35	0,63	0,61	0,45	0,57	0,436	
P02-40	1866 2009				0,54	0,41	0,52	0,47	0,45	0,43	0,431	
P03-14	1846 2009			0,39	0,41	0,52	0,68	0,47	0,31	0,37	0,440	
P03-17	1866 2009				0,50	0,49	0,36	0,41	0,45	0,41	0,381	
P03-18	1873 2009				0,36	0,35	0,51	0,43	0,34	0,37	0,338	
P03-20	1836 2009			0,43	0,50	0,40	0,42	0,38	0,44	0,55	0,472	
P03-25	1866 2009				0,48	0,49	0,61	0,53	0,42	0,39	0,451	
P03-44	1887 2009					0,50	0,43	0,43	0,38	0,44	0,447	
P03-45	1899 2009					0,40	0,39	0,38	0,33	0,44	0,400	
P03-49	1869 2009				0,44	0,45	0,54	0,58	0,34	0,39	0,462	
P03-51	1844 2009			0,72	0,76	0,79	0,68	0,55	0,60	0,62	0,663	
P03-53	1823 2009		0,38	0,39	0,43	0,41	0,37	0,35	0,46	0,39	0,352	
P03-54	1844 2009			0,37	0,37	0,37	0,37	0,40	0,41	0,36	0,384	
P04-33	1893 2009					0,49	0,49	0,48	0,44	0,45	0,415	
<b>P04-44</b>	<b>1811 2009</b>		<b>0,39</b>	<b>0,25</b>	<b>0,26</b>	<b>0,14</b>	<b>0,26</b>	<b>0,15</b>	<b>0,25</b>	<b>0,38</b>	<b>0,265</b>	
P05-03	1788 2009	0,51	0,43	0,38	0,46	0,41	0,50	0,44	0,36	0,34	0,456	
P05-05	1855 2009				0,33	0,35	0,58	0,47	0,37	0,36	0,375	
P05-15	1799 2009	0,44	0,42	0,39	0,37	0,34	0,46	0,39	0,41	0,42	0,384	
P05-47	1934 2009							0,39	0,41	0,44	0,374	
P05-50	1873 2009				0,51	0,51	0,43	0,34	0,52	0,46	0,466	
P05-55	1842 2009			0,38	0,37	0,49	0,62	0,44	0,42	0,40	0,413	
P05-63	1818 2009		0,38	0,39	0,44	0,45	0,53	0,34	0,34	0,34	0,367	
P05-68	1888 2009					0,54	0,50	0,33	0,52	0,47	0,440	
P06-04	1858 2009				0,46	0,55	0,44	0,40	0,35	0,31	0,401	
P06-14	1886 2009					0,44	0,36	0,43	0,35	0,41	0,404	
P06-17	1881 2009					0,43	0,52	0,47	0,39	0,36	0,389	
P06-26	1826 2009			0,39	0,42	0,51	0,54	0,49	0,35	0,30	0,410	
Média		0,43	0,38	0,40	0,43	0,44	0,49	0,43	0,38	0,41	0,418	

\*Negrito= inferior ao valor crítico de 0,3281 ( $\alpha \leq 0,01$ )

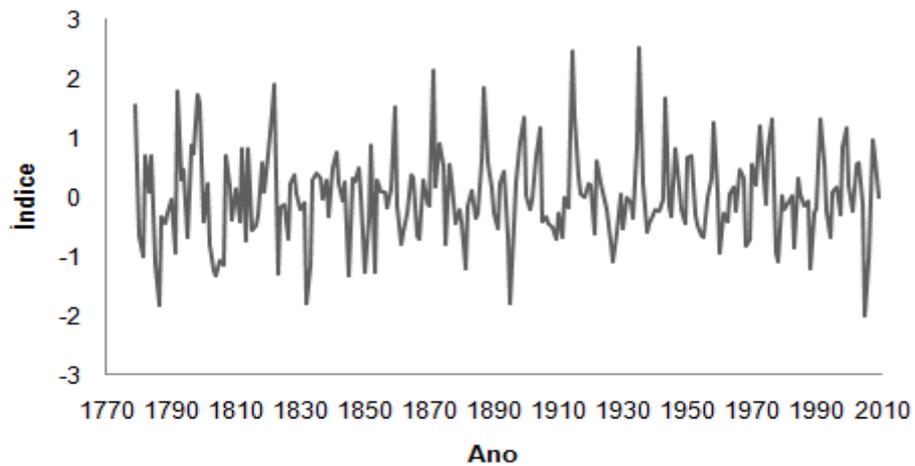


Figura 12: Série máster de *O. porosa* amostradas em Caçador elaborada somente com as séries significativas pelo software COFECHA.

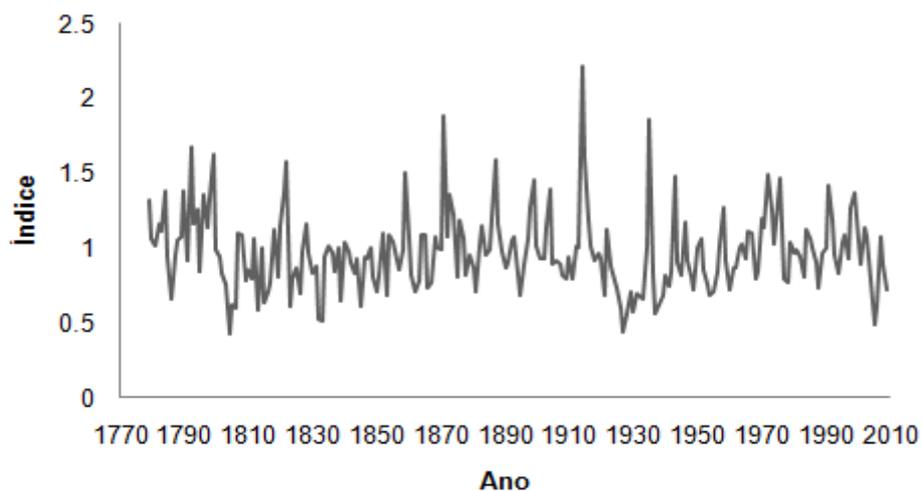


Figura 13: Série máster de *O. porosa* amostradas em Caçador construída e indexada pelo software ARSTAN.

Com a observação e análise das cronologias geradas para a imbuia de Caçador, devido ao fato de serem as séries mais longas que foram amostradas, pode-se observar um grande número de picos de crescimento alto, como os anos de 1779, 1792, 1798, 1799, 1822, 1859, 1871, 1887, 1914, 1935, 1943, e em menor quantidade de crescimento baixo, como 1786, 1804, 1832, 1845, 1895, 2005. Observa-se que após a metade do século 20, ocorreram poucos picos de crescimento tanto baixos como altos, com a exceção do ano de 2005 que teve um pico de crescimento baixo. Estes picos de crescimento altos e baixos ocorridos nos

séculos 18, 19 e primeira metade do século 20 podem estar associados a eventos climáticos ocorridos na época ou mesmo serem reflexo de uma exploração seletiva ocorrida no passado, onde a interferência antrópica, com a abertura de clareiras na floresta pode ter ocasionado a liberação do crescimento (gerando picos de alto crescimento nos anos seguintes) ou mesmo o impacto da interferência do corte, como a quebra de galhos, avarias no fuste das árvores remanescentes (causando picos de crescimento baixo nos anos seguintes).

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

- Para araucária, a idade estimada média dos indivíduos variou de 71 anos em Três Barras a 264 anos em Caçador demonstrado assim a grande variabilidade das idades nos diferentes locais, muito provavelmente em consequência do diâmetro médio das árvores amostradas, que em Caçador foi de 74,76 cm contra 32,12 cm em Três Barras, o que pode refletir um nível de conservação das araucárias mais elevado para Caçador;
- A idade estimada média dos cedros amostrados nos diferentes locais variou de 50 anos (São Francisco de Paula – RS) a 109 anos (Irati);
- Em relação à imbuia, dos quatro locais onde foram coletadas amostras desta espécie, em três deles a idade estimada média foi superior a 120 anos, sendo que em Caçador chegou a 196 anos;
- Observou-se que os anos característicos de alto e baixo crescimento não foram os mesmos nas regiões analisadas, considerando a mesma espécie; o mesmo aconteceu para as três espécies em um mesmo local, o que indica a presença de diversos fatores interferindo no crescimento de cada espécie;
- As cronologias másters geradas por esta técnica garantem a datação precisa das amostras de madeira, tendo aplicação não somente para o manejo florestal mais também para a arquitetura (na forma de datação de peças raras de madeira) como para a perícia florestal (datação de possíveis incêndios florestais etc.);
- A técnica da dendrocronologia permite recompor o crescimento de forma rápida, precisa e segura, gerando índices de crescimento que retiram a influência da dimensão da árvore no seu incremento, fazendo com que os anos característicos de alto e baixo crescimento sejam melhor visualizados;

- De maneira geral, existe uma baixa correlação entre as cronologias de cada local, mostrando um crescimento diferenciado influenciado pelo sítio em questão, fazendo com que haja a necessidade de expandir os estudos dendrocronológicos em mais locais do ecossistema Floresta Ombrófila Mista, de modo a construir uma rede de cronologias máster.

## REFERÊNCIAS

Andreacci, F. **Atividade cambial, fenologia vegetativa e ritmo de crescimento de *Cedrela fissilis* Vell. em áreas de florestas ombrófilas mista e densa no estado do Paraná: aspectos dendrocronológicos e dendroecológicos.** 2012. 59 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal do Paraná.

Alvarado, J. R. **Dendrocronologia de árvores de mogno, *Swietenia macrophylla* King., Meliaceae, ocorrentes na floresta tropical Amazônica do Departamento de Madre de Dios, Peru.** Piracicaba, 2009. 129 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

Botosso, P. C.; Mattos, P. P. **Conhecer a idade das árvores: importância e aplicação.** Colombo: EMBRAPA, Brasil. 25 p. (série Documentos, 75), 2002.

Botosso, P. C.; Tomazello Filho, M. Aplicação de faixas dendrométricas na dendrocronologia. In: N. B. Maia; H. L. Martos; W. Barella. (Org.). **Indicadores Ambientais: conceitos e aplicações.** São Paulo: EDUC – Editora da Puc-SP, p. 144-165.2001,

Burger, L. M.; Richter, G. H. **Anatomia da madeira,** São Paulo, Nobel, 154 p.1991.

Campos, J. C. C.; Leite, H. G., **Mensuração Florestal: Perguntas e respostas /** João Carlos Campos Chagas e Hélio Garcia Leite. – 2. ed. e ampl. – Viçosa: Ed. UFV, 470p. il.2006.

Carvalho, P, E, R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira /** Paulo Ernani Ramalho Carvalho; Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Florestas. –

Colombo: EMBRAPA-CNPQ; Brasília: EMBRAPA – SPI, 1994. 640p. : il. Color (35p. com 140 fotografias), 4 mapas.

Chagas, M. P. **Caracterização dos anéis de crescimento e dendrocronologia de árvores de *Grevillea robusta* A. Cunn, *Hovenia dulcis* Thunb., *Persea americana* Mill., *Tabebuia pentaphylla* Hemsl. E *Terminalia catappa* L. nos municípios de Piracicaba e Paulínia, SP.** Piracicaba, 2009. 113 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

Cook, E.R. **A time series analysis approach to tree-ring standardization.** Tucson, 1985. 171 f. Thesis (PhD in Management of Watersheds) - University of Arizona, Tucson.

Devall, M. S.; Parresol, B. R.; Wright, S. J. Dendroecological analysis of *Cordia alliodora*, *Pseudobombax septenatum* and *Annona spraguei* in central Panamá. **IAWA Journal**, Vol. 16 n. 4, p. 411-424. 1995.

Encinas, J. I.; Silva, G. F.; Pinto, J. R. R. **Idade e crescimento das árvores.** Brasília: Universidade de Brasília. Departamento de Engenharia Florestal, 2005. 43p. il.- (Comunicações técnicas florestais; ISSN 1517-1922; v.7, n.1).

Ferreira, R. L. C. **Estrutura e dinâmica de uma floresta secundária de transição, Rio Vermelho e Serra Azul de Minas, MG.** Viçosa, 1997. 208f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa.

Finger, C. A. G. **Biometria Florestal.** Universidade Federal de Santa Maria, UFSM. 284 p.2006.

Fischer, F. M.; Silva, A. S.; Bergamin, R.; Oliveira, J. M.; Pillar, V. P. Estrutura etária de *Araucaria angustifolia* em um remanescente florestal primário. In: **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.

Fritts, H.C. **Tree Rings and Climate.** London: Academic Press, 567 p.1976.

Holmes, R. L. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. **Tree-Ring Bull.** v. 43: p. 69–75.1983.

Husch, B.; Miller, C. I.; Beers, T. W. **Forest mensuration.** 3 ed. New York: John Wiley & Sons, 402 p. 1982.

Imaña, E. J.; Encinas. B. O. **Epidometria Forestal.** Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal e Universidad de Los Andes, Facultad de Ciencias Forestales, 70 p.2008.

Iwasaki-Marochi, C. I. **Anéis anuais de crescimento do cedro (*Cedrela fissilis* - Meliaceae) aplicados à avaliação da taxa de crescimento e dendroclimatologia.** Curitiba, 2007. 130 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Kramer, T. T.; Kozlowski, P. J. **Physiology of tree.** New York, McGraw – Hill Book Company, Inc. 642p.1960.

Lisi, C. S. **Estudo dendrocronológico e da biomassa do carbono em anéis de crescimento do tronco de árvores da mata atlântica.** RELATÓRIO 2007/2008 das atividades com finalidade científica IBAMA.26p. 2009.

López, B. C.; Rodríguez, R.; Gracia, C. A.; Sabaté, S. Climatic signals in growth and its relation to ENSO events of two *Prosopis* species following a latitudinal gradient in South America. **Global Change Biology** v. 12, p. 897–906.2006.

López, L.; Villalba, R. Climate Influences on the Radial Growth of *Centrolobium microchaete*, a Valuable Timber Species from the Tropical Dry Forests in Bolivia. **Biotropica**, v. 43 n.1, p.41–49. 2011.

Machado, S. A.; Siqueira, J. D. P. Distribuição natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. In: **ENCONTRO DA IUFRO – Problemas Florestais do Gênero Araucaria.** Curitiba, FUPEF p. 29-68. 1980.

Mackay, E. **Dasometria, teoria y técnica de las mediciones forestales.** Madrid: Escuela Técnica Superior de Ingeniero de Montes, p.549-687.1964.

Marchiori, J. N. C. **Dendrologia de Angiospermas: das magnoliáceas às flacurtiáceas**. Santa Maria: Ed. Da UFSM, 271 p.1997.

Mattos, P. P. **Identificação de anéis anuais de crescimento e estimativa da taxa de crescimento de arbóreas nativas do Pantanal da Nhecolândia**. Curitiba, 1999. 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Mattos, P. P.; Oliveira, M. F.; Agustini, A. F.; Braz, E. M.; Rivera, H.; Oliveira, Y, M. M.; Rosot, M. A. D.; Garrastazu, M. C. Aceleração do crescimento em diâmetro de espécies da Floresta Ombrófila Mista nos últimos 90 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.30, n. 64, p. 319-326, nov./dez. 2010.

Mattos, P, P; Santos, A. T.; Oliveira, Y. M. M; Rosot, M. A. D. Dendrocronologia de espécies da Floresta Ombrófila Mista no Município de Candói-PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n.54, p. 153-156, jan/jun. 2007.

Mattos, P. P.; Santos, A. T.; Rivera, H.; Oliveira, Y, M. M.; Rosot, M. A. D.; Garrastazu, M. C. Crescimento de *Araucaria angustifolia* na Reserva Florestal Embrapa/Epagri, Caçador, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 55, p. 107-114, jul./dez. 2007.

Medeiros, J. G. S. **Anéis de crescimento de árvores de *Araucaria columnaris* Hook.: caracterização anatômica, densitométrica e aplicação no monitoramento ambiental**. Piracicaba, 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

Mendonça, A. C. A. **Caracterização e simulação dos processos dinâmicos de uma área de floresta tropical de terra firme utilizando matrizes de transição**. Curitiba, 2003. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Moore, D. S. **The Basic Practice of Statistics**. New York, Freeman, 2007.

Nutto, L.; Watzlawick, L. F. Relações entre Fatores Climáticos e Incremento em Diâmetro de *Zanthoxylum rhoifolia* Lam. e *Zanthoxylum hyemale* St. Hil. na Região de Santa Maria, RS. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 45, jul./dez. p. 41-55.2002.

Oliveira, J. M. **Anéis de crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze: Bases de dendroecologia em ecossistemas subtropicais montanos no Brasil**. Porto Alegre, 2007. 139 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Oliveira, M. F.; Mattos, P. P. Crescimento de *Drimys brasiliensis* na Floresta Ombrófila Mista, Colombo, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.30, n. 61, p. 79-83, jan./abr. 2010.

Reitz, J. R. **Meliaceae**. Flora Ilustrada Catarinense, Itajaí, 140 p.1984.

Rivera, H. **Ordenamento territorial de áreas florestais utilizando avaliação multicritério apoiada por geoprocessamento, fitossociologia e análise multivariada**. Curitiba, 2007. 225 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Roig, F. A. Dendrocronología en los bosques del Neotrópico: revisión y prospección futura. In: Roig, F.A. (Eds.) **Dendrocronología en América Latina**. Mendoza: EDIUNC. p.307-355. 2000.

Roig, F. A. Growth conditions of *Empetrum rubrum* in the south of Argentina. **Dendrochronologia**, v. 6, p. 43-59, 1989.

Roig, F. A.; Boninsegna, J. A. Estudios sobre el crecimiento radial, basal, en altura y de las condiciones climáticas que afectan el desarrollo de *Pilgerodendron uviferum*. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 64, p. 53-63, 1991.

Roig, F. A.; Fernandez, M.; Gareca, E.; Altamirano, S.; Monge, S. Dendrochronological studies in the humid Puna environments of Bolivia. **Ecología y Conservacion Ambiental**, v. 9, p. 3-13, 2001.

Rondon Neto, R. M. **Análise do histórico silvicultural de quatro espécies de uma Floresta Ombrófila Mista com auxílio da Dendrocronologia**. Curitiba, 2003. 112 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.

Rosot, M. A. D.; Figueiredo Filho, A.; Disperati, A. A.; Emerenciano, D. B. Análise de tronco digital: uma nova metodologia para a medição de anéis de crescimento. **Revista Floresta**. v.33, n.3. p. 235-255, 2003.

Santarosa, E.; Oliveira, J. M.; Roig, F. A.; Pillar, V. D. Crescimento sazonal em *Araucaria angustifolia*: Evidências Anatômicas. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v.5, supl. 1, p. 618-620, jul. 2007.

Schweingruber, F. **Trees and Wood in dendrochronology**. Morphological, anatomical and tree-ring analytical characteristics of trees frequently used in dendrochronology. Springer-Verlag. Germany. 1983. 402 p.

Seitz, R. A.; Kanninen, M. Dendrochronology of *Araucaria angustifolia* in southern Brasil: Preliminary results. **Revista Floresta**, Curitiba, v.18, n.12, p.55-61, 1988.

Silva, J. A. A.; Paula Neto, F. **Princípios básicos de dendrometria**. Universidade Federal Rural de Pernambuco, UFRPE. 191 p.1979.

Silva, M. L.; Jacovine, L. A. G.; Valverde, S. R. **Economia Florestal**. 2ª edição – Viçosa: UFV, 178p.: il.2005.

Spathelf, P.; Berger, R.; Vaccaro, S.; Tonini, H.; Borsoi, G. A; Crescimento de espécies nativas de uma Floresta Estacional Decidual/Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2,p. 103-119. 2001.

Spathelf, P.; Fleig, F. D.; Vaccaro, S.; Esber, L. M. Análise Dendroecológica de *Ocotea pulchella* (Canela Lajeana), na Serra Geral de Santa Maria, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, n. 1, p. 95-108.2000.

Spathelf, P.; Tomazello Filho, M.; Tonini, H. Dendroecological analysis of *Ocotea pulchella* and *Nectandra megapotamica* on two sites near Santa Maria, Rio Grande

do Sul (Brazil). **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 40, n. 4, p. 777-788, out./dez. 2010.

Stepka, T. F. **Modelagem do crescimento e dendrocronologia em árvores nativas de *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* no sul do Brasil**. Curitiba, 2012. 186 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Stokes, M.; Smiley, T. **An introduction to tree-ring dating**. Chicago and London. The University of Chicago Press. USA. 73 p.1968.

Vetter, R. E.; Botosso, P. C., Observações preliminares sobre a periodicidade e taxa de crescimento em árvores tropicais. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 18 n.1-2. p.189-196. 1988.

Watzlawick, L. F.; Vulcanis, L.; Sanquetta, C. R.; Nutto, L. Perspectivas de manejo de Capororoca (*Myrsine umbellata* MART.) utilizando Análise Retrospectiva. **Revista Ambiência**, v. 1 n. 1, p. 71-82. Jan/Jun. 2005.

Worbes, M. How to measure growth dynamics in tropical trees – a review. **IAWA journal**, v. 16, n. 4, p. 337-351, 1995.

Worbes, M. Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 87, p. 391- 403, 1999.



## **CAPÍTULO 8**

# **MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SEQUESTRO DE CARBONO**

Autores:

**Carlos Roberto Sanquetta**

**Ana Paula Dalla Corte**

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

**Francelo Mognon**

## 1. INTRODUÇÃO

A elevação nos níveis de dióxido de carbono na atmosfera e as consequentes mudanças climáticas de amplitude global têm aumentado consideravelmente a preocupação com o balanço do carbono em ecossistemas florestais (Bert e Danjon, 2006). Tendo em vista a grande importância desses ecossistemas no ciclo do carbono, os mais diversos estudos passaram a ser desenvolvidos com o intuito de melhor compreender o papel das florestas ante este novo desafio mundial.

O balanço global do dióxido de carbono é fortemente influenciado pelas florestas, considerando que estas são capazes de armazenar esse elemento em diversos componentes, como na biomassa das árvores, no sub-bosque, na serapilheira e no solo. Diferentes tipologias florestais possuem capacidades distintas de armazenar carbono em função dos diferentes estágios de sucessão, idade, regime de manejo, composição florística e teor de carbono nos componentes das diferentes espécies (Watzlawick et al., 2004).

Apesar da importância das florestas como estoques de carbono, a participação dessas no ciclo desse elemento ainda não é totalmente compreendida devido à grande complexidade destes ecossistemas (Grace et al., 2001). Entretanto, estima-se que as florestas em geral quando conservadas ou manejadas sustentavelmente são capazes de absorver cerca de 16% do carbono atmosférico, acumulando-o em seus diversos componentes, enquanto o desmatamento e degradação desses ecossistemas, juntamente com a agricultura, são responsáveis pela emissão de 31% dos Gases do Efeito Estufa (IPCC, 2007).

Portanto, a conservação e manejo sustentado das florestas são ações imprescindíveis à manutenção dos estoques de carbono e, conseqüentemente, atuam de forma positiva na regulação do clima global. Diante do exposto, o presente trabalho visa apresentar um panorama atual em relação às mudanças climáticas bem como o papel das florestas nesse contexto, apresentando trabalhos desenvolvidos na Floresta com Araucária relacionados a potencialidade deste ecossistema em fixar e acumular biomassa e carbono.

## 2. GASES DO EFEITO ESTUFA E AS ALTERAÇÕES NO CLIMA

As mudanças climáticas são definidas como alterações de longo prazo no clima de uma determinada localidade, região ou do planeta como um todo. O clima da Terra tem variado significativamente ao longo de seu passado geológico. Glaciações ocorreram quando a temperatura média do planeta estava em torno de cerca de 5° C abaixo da atual, e períodos interglaciais quando a temperatura média chegou até a 1° C acima da atual. Essas variações foram causadas por alterações nos ciclos do sol, atividade vulcânica e por variações na concentração dos Gases do Efeito Estufa (GEE) na atmosfera (McBean et al., 2001).

A partir de épocas mais recentes, especialmente desde a Revolução Industrial iniciada no século XVIII, além das forças naturais, um fator adicional entrou em cena, capaz de perturbar o delicado equilíbrio que determina o clima no planeta. Através de suas atividades, o Homem assume, atualmente, uma posição de influência sobre o clima não apenas regionalmente, mas sim, num contexto global.

Dentre as maiores causas que levaram às alterações no clima relacionadas às atividades humanas está o robustecimento do fenômeno do Efeito Estufa devido ao aumento na concentração dos GEE na atmosfera terrestre. Este fenômeno aquece a superfície terrestre a partir da radiação advinda do sol e o balanço energético do processo é mantido através da emissão de ondas longas, na forma de radiação termal, da superfície terrestre de volta à atmosfera. Alguns gases, como o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), clorofluorcarbonos (CFCs), ozônio (O<sub>3</sub>) e até mesmo o vapor de água (H<sub>2</sub>O) presentes na atmosfera promovem uma forte absorção da radiação termal e a emitem novamente em direção à superfície terrestre. Este processo contribui para que a temperatura média da Terra seja em torno de 30°C mais quente, se comparada na ausência da atmosfera (Everest, 1989). A Tabela 1 contém a relação destes principais gases bem como aspectos ligados à sua emissão e sequestro.

Tabela 1: Principais Gases do Efeito Estufa (GEE), e suas características.

GEE	Principal Fonte Antropogênica	Tempo de permanência na atmosfera	Principais Sumidouros
<b>Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>)</b>	Combustíveis fósseis, desmatamento, degradação do solo	10-15 anos (T); 2 anos (E)	Oceanos, biosfera
<b>Óxido Nitroso (N<sub>2</sub>O)</b>	Fertilizantes, combustíveis fósseis, aviação	150-175 anos	Absorção na troposfera, fotodissipação na Estratosfera e oxidação em nitrato
<b>Metano (CH<sub>4</sub>)</b>	Combustíveis fósseis, pecuária, irrigação	7-10 anos	Oxidação com hidroxilas
<b>Clorofluorcarbono (CFCI<sub>3</sub> e CF<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>)</b>	Propelentes e materiais de refrigeração	60-100 anos	Sumidouro desconhecido na troposfera e sumidouro na estratosfera por fotólise
<b>Vapor d'água H<sub>2</sub>O</b>	Processo de combustão e aviação	10 dias (T); 2 anos (E)	Precipitação
<b>Ozônio (O<sub>3</sub>)</b>	Produzido indiretamente a partir de reações fotoquímicas	30-90 dias (T); 2 anos (E)	Reações catalíticas com outras substâncias como Nox, CLx, Hox na estratosfera e deposições em formas sólidas na troposfera

Adaptado de Bach (1985). T: Troposfera; E: Estratosfera.

Dentre os GEE, o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) configura entre um dos principais responsáveis pelo aquecimento global. A sua emissão é decorrente da queima de combustíveis fósseis, tais como carvão, petróleo e gás, desmatamento e degradação do solo devido a práticas agrícolas impróprias (Bach, 1985).

Conforme Rogner et al. (2007), medidas diretas e indiretas do CO<sub>2</sub> confirmam que houve um aumento de aproximadamente 100 ppm (36%) na concentração deste composto na atmosfera nos últimos 250 anos. A concentração de CO<sub>2</sub> passou de 275-285 ppm na era pré-industrial (1000-1750 D.C) para 379 ppm em 2005. Metade desse acréscimo ocorreu ao longo de mais de 200 anos, e a partir da década de 1970 este avanço tornou-se mais alarmante, atingindo desde então, até 2005, o restante do acréscimo observado, ou seja, 50 ppm em apenas 30 anos (Figura 1)

Estudos com base em reconstruções do clima passado e nas concentrações de CO<sub>2</sub> aprisionado em camadas de gelo nos polos da Terra têm demonstrado uma correlação direta entre o aumento na concentração de carbono atmosférico e o aumento na temperatura média global. Embora as metodologias utilizadas para a estimativa destes parâmetros passados sejam questionadas (Etheridge et al., 1996, Leroux, 2005; Florides e Christodoulides, 2008) e haja falta de consenso sobre a capacidade de uma única temperatura média global ser capaz de representar fidedignamente as alterações climáticas ao longo do tempo (Essex e Mckitrick, 2006), a comunidade científica, em geral, concorda que as alterações recentes no clima são decorrentes das atividades antropogênicas (Hegerl, 2007), que envolvem, além da emissão acentuada de CO<sub>2</sub>, outros fatores decorrentes da industrialização e urbanização do planeta.

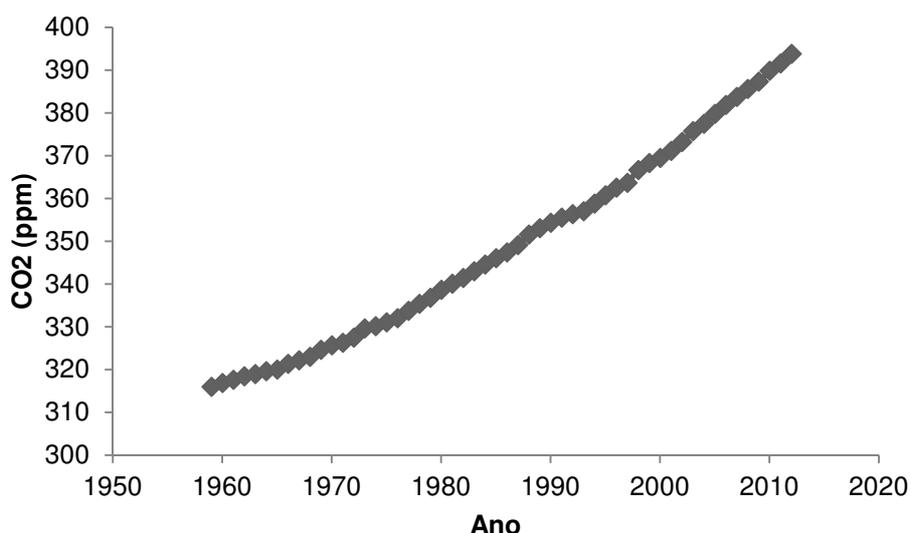


Figura 1: Evolução da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico ao longo do período de 1959 a 2012 (Fonte: NOAA, 2013).

Como consequência deste processo, estima-se que a temperatura média global seja acrescida em 1,8 °C a 4,0 °C até 2100 (IPCC, 2007). Entretanto, as consequências destas mudanças já podem ser sentidas. Atribui-se às alterações recentes no clima uma série de impactos e tendências observadas em diferentes ecossistemas ao redor do mundo, além dos efeitos sobre as populações humanas. Os sistemas físicos e biológicos em todos os

continentes e maioria dos oceanos já estão sendo afetados e conforme Rosenzweig et al. (2007), as principais consequências destas mudanças são as seguintes:

*Alterações nos sistemas físicos:*

São alterações relacionadas especialmente à redução na extensão e distribuição dos glaciares.

- Gelo marinho: a extensão do gelo marinho no Ártico diminuiu entre 10 a 15% desde 1950;
- Glaciares e *permafrost*: os glaciares de montanhas estão retrocedendo em todos os continentes e o *permafrost* ou pergelissolo (solo característico da região do ártico, permanentemente congelado) está descongelando;
- Cobertura por neve: a extensão da cobertura por neve no Hemisfério Norte tem diminuído em torno de 10% desde o período entre 1960 e 1970;
- Derretimento do gelo invernal: o processo de derretimento do gelo acumulado durante o inverno nas zonas de clima temperado, especialmente na Europa e oeste da América do Norte tem acontecido precocemente e de maneira rápida desde o final da década de 1940;
- Congelamento de rios e lagos: a duração anual do período de congelamento de rios e lagos do Hemisfério Norte, em médias e altas latitudes tem se reduzido à apenas duas semanas ou a períodos com maior variabilidade.

*Mudanças nos sistemas biológicos:*

Alterações em relação à ecologia das espécies da fauna e da flora.

- Distribuição: populações de animais e plantas apresentam mudanças em sua distribuição no sentido de avanço em direção aos pólos ou a altitudes mais elevadas;

- Abundância: os tamanhos de algumas populações de plantas e animais têm variado consideravelmente, aumentando em algumas regiões e reduzindo em outras;
- Fenologia: o período de floração de plantas, migração de animais e eclosão de insetos tem apresentado alterações, ocorrendo no início da primavera ou no final do outono;
- Mudanças na velocidade e direção da distribuição e dos ciclos de algumas espécies têm ocasionado um descompasso nos processos de interação interespecíficos, como nas relações de predador e presa.

#### *Alterações nos sistemas humanos*

- Prejuízos decorrentes de secas e enchentes, que por sua vez geram efeitos sobre a economia;
- Aumento na ocorrência de eventos climáticos extremos, como ondas de frio ou de calor, tufões e furacões.

### **3. AS FLORESTAS E AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS: IMPACTOS E MITIGAÇÃO**

As florestas ao redor do mundo estão sendo rápida e diretamente transformadas pelas formas de uso da terra e exploração indiscriminada decorrentes da expansão da população humana. As mudanças climáticas, consequência deste processo, assumem grande importância nas alterações observadas nestes ecossistemas que, como parte da biosfera terrestre, sofrem os impactos destas mudanças, mas também atuam no processo de mitigação de seus efeitos.

Compreender e prever as consequências das mudanças climáticas sobre os ecossistemas tem sido um dos maiores desafios para os cientistas na atualidade, e a compreensão dos impactos destas alterações sobre as florestas constitui-se em um assunto de especial importância (Boisvenue e Running, 2006; Bonan, 2008). A necessidade de se compreender melhor o comportamento das florestas ante as alterações globais se dá pelo fato de que estes ecossistemas cobrem cerca de 30% da superfície continental da Terra (FAO, 2006), e são responsáveis por uma gama de benefícios como madeira,

proteção de nascentes, refúgio para a biodiversidade, estoque de carbono além de benefícios como recreação e estéticos.

Estima-se que os efeitos das mudanças climáticas sobre as florestas assumem tanto aspectos positivos quanto negativos. Como positivos têm-se o possível aumento do vigor florestal decorrente do acréscimo nas concentrações de CO<sub>2</sub> atmosférico, aumento na eficiência do uso da água e períodos de crescimento mais longos. Como aspectos negativos têm-se a possibilidade de redução no crescimento devido ao estresse e aumento da mortalidade decorrente da combinação dos efeitos diretos do clima e devido às alterações na dinâmica dos patógenos (Scholze et al., 2006; Lloyd e Bunn, 2007).

Allen et al. (2010) apresentou em seu trabalho o resultado da compilação de mais de 150 estudos desenvolvidos ao redor do mundo tratando da mortalidade florestal atribuída especificamente a aspectos relacionados às alterações climáticas. Segundo os autores os estudos sugerem que um número considerável de ecossistemas florestais já podem estar respondendo às alterações no clima, o que aumenta as preocupações em relação à crescente vulnerabilidade das florestas, que tendem a apresentar aumentos nas taxas de mortalidade induzida pelo aumento nas temperaturas e períodos de seca mais prolongado, até mesmo em ambientes em que a água não era uma condição limitante.

A Floresta Ombrófila Mista, com suas espécies associadas, possui um passado largamente determinado pelas mudanças no clima. O avanço da floresta, especialmente da espécie *Araucaria angustifolia* sobre a vegetação campestre dominante no final da última glaciação se deu a partir do momento em que o clima tornou-se mais úmido, com chuvas melhor distribuídas ao longo de todo o ano (Behling, 2007). Desde então, a floresta expandiu-se a partir dos vales, ocupando atualmente posição de destaque em boa parte do planalto meridional brasileiro.

Esta dependência de condições climáticas específicas, relacionadas a um clima mais frio e úmido, coloca a Floresta com Araucária e espécies correlatas em uma situação delicada quanto às alterações climáticas atuais.

Wrege et al. (2009), simulando cenários climáticos futuros, considerando acréscimos de 1º C até 3 Cº na temperatura média das regiões de ocorrência natural de *Araucaria angustifolia*, observaram que em casos extremos, de aumento de até 3º C, a distribuição da espécie pode ser bastante reduzida, concentrando-se apenas nas regiões mais altas das serras do sul do Brasil.

Estudos como os de Wrege et al. (2009) e Allen et al. (2010) ressaltam a importância da diversidade genética e capacidade de adaptação das espécies quanto às alterações climáticas. Alertas existem pelo fato de que mudanças rápidas e acentuadas nas condições ambientais dos ecossistemas podem dificultar o processo de adaptação e evolução das espécies, que geralmente se dá através de alterações mais graduais, durante períodos de tempo mais longos. Modificações abruptas como têm sido observado em vários ecossistemas ao redor do mundo, exigirá das populações naturais variabilidade genética suficientemente capaz de garantir a sobrevivência de indivíduos mais adaptados às condições de adversidade ou o risco de extinção destas populações será maior.

Por outro lado, apesar dos ecossistemas florestais apresentarem vulnerabilidade quanto às alterações climáticas, estes também podem exercer um importante papel no processo de mitigação dos efeitos destas mudanças. Isso se dá pelo fato de que as plantas absorvem o CO<sub>2</sub> atmosférico no processo de fotossíntese, produzindo carboidratos que são utilizados em seu metabolismo e crescimento. Segundo relatório do IPCC (2007), as florestas, considerando o carbono presente na biomassa vegetal (283 Gt), o carbono presente na necromassa da floresta (38 Gt) e o carbono da serapilheira e do solo (317 Gt), acumulam em torno de 638 Gt de carbono, valor que supera até mesmo a concentração de carbono presente na atmosfera, enfatizando, portanto, a importância destes ecossistemas no ciclo do elemento.

A mitigação dos impactos das mudanças climáticas pelas florestas ocorre de várias formas, como destacado por Sanquetta et al. (2011), que envolvem: a conservação das florestas e, conseqüentemente, dos estoques de carbono, impedindo a sua emissão pelo desmatamento e por incêndios florestais; o manejo florestal, que implica no uso racional da floresta e promove

a fixação contínua de carbono estimulado por intervenções que liberam espaço para o crescimento das árvores; o reflorestamento de áreas degradadas; o uso da madeira ao invés de outros materiais não renováveis; e a utilização de madeira como fonte de energia em substituição aos combustíveis fósseis. Conforme os autores estas estratégias permitem a manutenção dos estoques de carbono e ainda uma maior fixação deste elemento nos ecossistemas evitando o aumento nas emissões e reduzindo a sua concentração na atmosfera, o que contribui no combate ao aquecimento global.

#### **4. FIXAÇÃO DE CARBONO NA BIOMASSA FLORESTAL: EXPERIÊNCIAS NO PELD SÍTIO 9**

Diante do contexto das mudanças climáticas atuais, diretamente relacionadas ao crescente aumento de CO<sub>2</sub>, surge a preocupação no sentido de reduzir tais emissões ou mitigar os efeitos consequentes. As florestas apresentam-se como uma solução para este problema, pois apresentam a única forma efetivamente comprovada de remover o dióxido de carbono da atmosfera. Seus efeitos neste processo são reais, mensuráveis e duráveis, enquadrando-se nos princípios estipulados pelo protocolo de Quioto (Sanquetta et al., 2011).

Sendo assim, estudos passaram a ser conduzidos nos mais diferentes ecossistemas com o objetivo de avaliar a capacidade destes em acumular carbono em seus diferentes compartimentos bem como a dinâmica deste elemento ao longo do tempo. Na Floresta com Araucária estes estudos também foram conduzidos, sendo que alguns dos principais resultados obtidos são relatados a seguir.

Watzlawick (2003) realizou estudos de quantificação da biomassa e carbono em espécies arbóreas de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em General Carneiro, PR. O autor constatou que a biomassa média produzida pela floresta foi de 250,90 t.ha<sup>-1</sup>, sendo deste 104,17 t.ha<sup>-1</sup> (41,52%) de carbono orgânico. As espécies que mais contribuíram com estes valores foram: *Ocotea porosa*, *Araucaria angustifolia*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Ocotea pulchella*, *Cupania vernalis* e *Nectandra megapotamica*, que

representaram 70,43% da biomassa arbórea. Desse valor apenas duas espécies representam mais da metade (52,23%) sendo que *Ocotea porosa* correspondeu a 29,09% e *Araucaria angustifolia* a 23,14%. Conforme o autor, a maior contribuição dessas duas espécies em relação às demais se deve ao fato de que as mesmas apresentaram os maiores valores de importância para a floresta, ou seja, 38,86% para *Ocotea porosa* e 37,36% para *Araucaria angustifolia*. O autor complementa ainda que a distribuição da biomassa acima do solo seguiu a seguinte ordem decrescente: galhos vivos (45,01%) > madeira do fuste (40,53%) > casca do fuste (9,99%) > folha (2,40%) > galhos mortos (1,16%) > miscelânea (0,97%).

Com base nos dados da quantificação da biomassa e carbono arbóreo, descritos por Watzlawick (2003), estudos foram conduzidos visando à otimização da estimativa de biomassa e carbono com o uso de imagens de satélite IKONOS II também para a área de General Carneiro. Os resultados são reportados por Watzlawick et al. (2009). Os autores correlacionaram variáveis digitais e de reflectância das imagens de satélite (variáveis independentes) com variáveis biométricas e de biomassa e carbono (variáveis dependentes) em 20 unidades amostrais de 12 m x 12 m. As variáveis independentes que apresentaram maior correlação com a biomassa e carbono foram utilizadas no ajuste de equações de regressão. Equações que apresentaram  $R^2$  ajustado superior a 0,70 foram selecionadas e utilizadas na estimativa das variáveis dependentes.

Os autores constataram que a metodologia empregada gerou subestimativas tanto para a biomassa total quanto para o carbono (2,81% e 3,91%, respectivamente). No entanto, esta metodologia permitiu que as estimativas fossem realizadas em menor tempo, reduzindo os custos e constituindo-se em uma ferramenta de aplicabilidade prática, desde que já existam informações a respeito de biomassa e carbono para o ecossistema a ser considerado.

Caldeira et al. (2003) efetuaram a estimativa da produção de biomassa e em duas espécies da Floresta Ombrófila Mista (*Myrsine ferruginea* e *Myrsine umbellata*) no município de General Carneiro. Os autores constataram que a

distribuição relativa da biomassa nos componentes das duas espécies seguiu a seguinte ordem decrescente: galhos > madeira do fuste > casca > folhas > miscelânea. Observou-se também que as espécies apresentaram diferenças, embora não estatisticamente significativas, em relação à produção de biomassa dos diferentes componentes, sendo que *Myrsine ferruginea* apresentou produção média superior na maioria dos componentes. Tais diferenças foram marcadamente superiores no material lenhoso, seguida pela biomassa total, galhos e madeira do fuste. Já a produção de biomassa das folhas foi similar entre as duas espécies.

Watzlawick (2003) efetuou a quantificação de biomassa e carbono em povoamentos de *Araucaria angustifolia* de 30 anos de idade em General Carneiro. Foi avaliada tanto a parte aérea e radicular de 10 indivíduos. Constatou-se que a parte aérea corresponde a 84,61% do total da biomassa seca das árvores, sendo que a madeira do fuste corresponde com a maior fração com 42,50%, seguida pela casca com 23,80%, galho vivo com 11,64%, ramo aciculado com 7,64% e galho morto com 1,18%. A biomassa da raiz representou, portanto, 15,75% do total. Em relação aos teores de carbono as raízes foram as que apresentaram os maiores valores (48,8%), seguida pela madeira (44,1%), ramo aciculado (44,0%), galho vivo (41,8%), galho morto (41,7%) e casca (40,0%). A média dos teores de carbono nos indivíduos de araucária, considerando todos os componentes, foi de 43,6% e a biomassa seca total foi igual a 304,2 t.ha<sup>-1</sup> enquanto o carbono total foi de 132,8 t.ha<sup>-1</sup>.

Weber et al. (2006), avaliando as diferenças entre as concentrações de carbono em seis espécies da Floresta Ombrófila Mista (*Myrsine ferruginea*, *Ocotea porosa*, *Mimosa scabrella*, *Styrax leprosus*, *Symplocos uniflora*, *Ilex paraguariensis*), constataram que em média a folhagem é o componente com maior concentração de carbono (44,2%), enquanto a miscelânea apresentou os menores teores (39,3%). Quando comparadas as médias entre as espécies o autor não constatou diferença estatisticamente significativa. Entretanto, a espécie *Styrax leprosus* apresentou o menor teor médio, com 39,9% e *Myrsine ferruginea* apresentou o maior teor médio, com 42,2%. O autor sugere que estudos sejam conduzidos com o objetivo de avaliar as concentrações de carbono em função da idade e do tamanho das árvores, visando à geração de

estimativas mais consistentes em relação à capacidade das espécies nativas de acumular carbono.

Além do carbono contido na biomassa das árvores, uma considerável fração desde elemento encontra-se presente no solo florestal, seja na serapilheira ou mineralizado. Conforme a Tabela 2 a quantidade de Carbono estocado na vegetação e no solo de florestas tropicais é semelhante (212 e 216 t.10<sup>12</sup>, respectivamente), no entanto, observa-se que o estoque no solo é ligeiramente superior. Esta tendência de maiores concentrações de Carbono no solo também é observada nos demais biomas, onde os estoques do solo são marcadamente superiores que na vegetação, totalizando 1086 t.10<sup>12</sup> enquanto na vegetação este estoque é bem inferior, igual a 373 t.10<sup>12</sup>, nos biomas considerados. Tais informações são de grande importância para os estudos que visam quantificações mais precisas de Carbono nos ecossistemas, ressaltando a importância do componente edáfico no ciclo desde elemento nas florestas.

Tabela 2: Estoque de carbono nos principais biomas do mundo.

Bioma	Área (ha.10 <sup>6</sup> )	Densidade de C (t.ha <sup>-1</sup> )		Estoque de C (t.10 <sup>12</sup> )	
		Vegetação	Solo	Vegetação	Solo
Tundra	927	9	105	8	97
Floresta Boreal - Taiga	1372	64	343	88	471
Floresta Temperada	1038	57	96	59	100
<b>Floresta Tropical</b>	<b>1755</b>	<b>121</b>	<b>123</b>	<b>212</b>	<b>216</b>
Terras inundáveis	280	20	723	6	202
Total: 5672		Média: 54	Média: 189	Total: 373	Total: 1086

Adaptado de Lal (2005).

Estudos foram conduzidos na Floresta Ombrófila Mista com o objetivo de contemplar o carbono presente no solo desta tipologia florestal. Caldeira et al. (2007) quantificou o carbono orgânico presente na serapilheira de um solo florestal no município de General Carneiro. O autor constatou que o acúmulo médio de serapilheira na área de estudo foi de 7,99 t.ha<sup>-1</sup>, sendo que este valor representou 2,8% em relação à biomassa total da floresta, que foi de 280,73 t.ha<sup>-1</sup>. A média na produção de serapilheira variou significativamente ao longo da área da floresta, sendo que estas diferenças foram atribuídas às possíveis correlações entre a serapilheira e a produção de biomassa, ao número,

diâmetros e alturas das árvores presentes nas unidades, ou ainda ao estágio sucessional da floresta. Foi constatado ainda que a serapilheira acumulada constitui-se em uma importante via de transferência de carbono, de macro e de micro nutrientes para o solo.

Tendo em vista a capacidade das florestas em acumular carbono na biomassa de suas espécies e no solo florestal, estudos foram conduzidos visando avaliar a viabilidade dos remanescentes florestais quanto à geração de créditos de carbono. Trabalhos desenvolvidos no âmbito da Floresta com Araucária são descritos a seguir.

Balbinot (2004) avaliou a viabilidade da implantação de projetos de florestas geradoras de créditos de carbono nos municípios de General Carneiro e Bituruna no Paraná, conforme os critérios do Protocolo de Quioto. Considerando os remanescentes de floresta natural nestes municípios o autor constatou que entre o período de 1993 e 2000 o aumento nas áreas de floresta em estágio inicial de sucessão possibilitou ganho de cerca de 264 mil toneladas de carbono. Entretanto, a redução na área ocupada por floresta em estágio médio e avançado de sucessão proporcionou a emissão de aproximadamente 300 mil toneladas no mesmo período, anulando, portanto, os ganhos com o sequestro de carbono pela floresta além de enfatizar a importância do desmatamento no aumento da concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera.

Quando considerados os plantios florestais, estes passaram a ocupar uma área maior no período analisado, o que possibilitou ganho de 420,5 mil toneladas de carbono, permitindo assim que o acúmulo de carbono do período, considerando tanto áreas de plantios quanto de floresta natural, fosse maior que as perdas de carbono. Este aspecto destaca a região no processo de fixação do carbono atmosférico, entretanto, não a tornou suficientemente atraente à implantação de projetos, pois, segundo Balbinot (2004) estes seriam mais viáveis caso as emissões superassem a capacidade fixadora da floresta, atingindo assim, o propósito da adicionalidade apregoado pelos instrumentos reguladores destas atividades.

Semelhantemente, Corte (2005) estudou metodologias para a avaliação da elegibilidade, linha de base e monitoramento de projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) Florestal, conforme as normativas do Protocolo de Quioto. O trabalho foi desenvolvido na área de abrangência da Floresta Ombrófila Mista no Paraná e avaliou os principais focos de carbono fixado e capacidade de fixação de reflorestamentos dentro dos limites desta tipologia florestal. Estudos foram concentrados nos municípios de General Carneiro e Bituruna, onde foram avaliadas áreas com potencial para a implantação de projetos de MDL. O autor observou que uma área de 516.163,58 ha era ocupada por plantios florestais, e com base em valores médios da produção destes povoamentos estimou-se que a quantidade de carbono estocado era de 26.726.950,20 t ou 97.999.708,2 de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>).

Analisando especificamente os municípios de Bituruna e General Carneiro, Corte (2005) constatou que as áreas potenciais para o desenvolvimento de projetos de MDL foram de 11.633,10 e 10.053,00 ha, respectivamente, totalizando 21.686,10 ha ou 9,49% da área total dos municípios avaliados. O autor concluiu que projetos elaborados com base nos reflorestamentos nos limites da Floresta Ombrófila Mista atenderiam a 89,5% da demanda por projetos florestais de MDL. Entretanto, seria difícil comprovar a adicionalidade de povoamentos já implantados devido à estabilidade dos estoques de carbono ao longo do período observado.

## **REFERÊNCIAS**

Allen, C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests, **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 660-684, 2010.

Bach, W. Modeling the transient and equilibrium climate response to greenhouse gases. **Annual Review in Automatic Programming**, v.12, n. 2, p.40-49, 1985.

Balbinot, R. **Implantação de florestas geradoras de créditos de carbono: estudo de viabilidade no sul do estado do Paraná, Brasil**. 2004. 79f.

Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Behling, H.; Dupont, L.; Deforest, H.; Wefer, S. F. Late Quaternary vegetation and climate dynamics in the Serra da Bocaina, southeastern Brazil, **Quaternary International**, v. 161, n.1, p. 22-31, 2007.

Bert, D.; Danjon, F. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.), **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 279–295, 2006.

Boisvenue, C.; Running, S.W. Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. **Global Change Biology**, v.12, p. 862–882, 2006.

Bonan, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks and the climate benefits of forests. **Science**, v. 13, p. 1444-1449, 2008.

Caldeira, M. V. W.; Marques, R.; Soares, R. V. Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. **Acadêmica**, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.

Caldeira, M. V. W.; Soares, R. V.; Marques, R.; Wisniewski, C. Biomassa e nutrientes em *Myrsine ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez. E *Myrsine umbellata* Mart. **Floresta**, v. 33, n. 3, p 265-273, 2003.

Corte, A. P. D. **Metodologia para detecção da elegibilidade, linha de base e monitoramento de projetos de MDL Florestal**. 2005. 106f. Dissertação (Mestrando em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Essex, C.; Mckitrick, R.; Andresen B. Does a global temperature exist? **Journal of Non-Equilibrium Thermodynamics**, v. 32, p.1–27, 2007.

Etheridge, D. M.; Steele, L. P.; Langenfelds, R. L.; Francey, R. J.; Barnola, J. M.; Morgan, V. I. Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO<sub>2</sub> over

the last 1000 years from air in Antarctica ice and firn. **Journal of Geophysics Research**, v. 101, p.101:4115–28, 1996.

Everest, D. A. The greenhouse effect: issues for policymakers. **Energy Policy**, v. 17,n. 2, p.177-181, 1989.

FAO. 2006. **Global Forest Resources Assessment 2005, Main Report. Progress Towards Sustainable Forest Management**. Roma: FAO, 2006. 147p.

Florides, G. A.; Christodoulides, P. Global warming and carbon dioxide through sciences.**Environment International**, v.35, n. 2, p. 390-401, 2009.

Grace, J.; Malhi, Y.; Higuchi, N.; Meir, P. **Productivity of tropical rain forests**. San Diego: Academic Press, 2001

Hegerl, G.C., F. W. Zwiers, P. Braconnot, N.P. Gillett, Y. Luo, J.A. Marengo Orsini, N. Nicholls, J.E. Penner; P.A. Stott. Understanding and Attributing Climate Change. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis,K.B. Averyt, M. Tignor; H.L. Miller. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, Cambridge, 2007.

IPCC. **Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 2007.

Lal, R. Forest soils and carbon sequestration, **Forest Ecology and management**, v. 220, n. 1–3, p. 242-258, 2005.

Leroux, M. **Global warming - myth or reality?** The erring ways of climatology. Chichester: Springer, 2005. 510p.

Lloyd, A. H., Bunn, A. G. Responses of the circumpolar boreal forest to 20<sup>th</sup> century climate variability. **Environmental Research Letters**, v.2, p. 1-13, 2007.

McBean, G.; Weaver, A.; Roulet, N. The science of climate change - what do we know? **Isuma Canadian Journal of Policy Research**, v. 2, n. 4, p. 16–25, 2001.

Nabuurs, G.J., O. Masera, K. Andrasko, P. Benitez-Ponce, R. Boer, M. Dutschke, E. Elsiddig, J. Ford-Robertson, P. Frumhoff, T. Karjalainen, O. Krankina, W.A. Kurz, M. Matsumoto, W. Oyhantcabal, N.H. Ravindranath, M.J. Sanz Sanchez, X. Zhang. Forestry. In: Metz, B.; Davidson, O. R.; Bosch, P. R.; Dave, R.; Meyer, L. A. **Climate Change 2007: Mitigation**. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge:Cambridge University Press, 2007.

Rosenzweig, C. G.; Casassa, D.J.; Karoly, A.; Imeson, C. Liu.; A. Menzel, S.; Rawlins, T.L.; Root, B.; Seguin, P.; Tryjanowski. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. In: Parry M.L., Canziani, O.F. Palutikof, J.P. Van Der Linden P.J.; Hanson, C.E. **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p. 79-131.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION – NOAA. **Mauna Loa CO<sub>2</sub> annual mean data**. Disponível em: <[ftp://ftp.cmdl.noaa.gov/ccg/co2/trends/co2\\_annmean\\_mlo.txt](ftp://ftp.cmdl.noaa.gov/ccg/co2/trends/co2_annmean_mlo.txt)>Acessoem: 10 jun. 2013.

Sanquetta, C. R.; Corte, A. P. D. Maas, G. C. B. The role of forests in climate change. **Quebracho**, v. 19, p. 84-96, 2011.

Scholze, M., Knorr, W., Arnell, N. W., Prentice, I.A climate-change risk analysis for world ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** v. 103, p. 13116–13120, 2006.

Watzlawick, L. F. **Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens de satélite**

**Ikonos II**. Curitiba, 2003. 118 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná.

Watzlawick, L. F.; Kirchner, F. F.; Sanquetta, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em Floresta com Araucária utilizando imagens do satélite Ikonos II. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 2, p. 169-181, 2009.

Watzlawick, L. F.; Sanquetta, C. R.; Arce, J. E.; Balbinot, R. Quantificação de biomassa total e carbono orgânico em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze no sul do estado do Paraná, Brasil. **Acadêmica**, v.1, n. 2, p. 63-68, 2003.

Watzlawick, L. F.; Balbinot, R.; Sanquetta, C. R.; Caldeira, M. V. W. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. In: Sanquetta, C. R.; Balbinot, R.; Zillioto, M. A. B. **Fixação de carbono**: atualidades, projetos e pesquisas. Curitiba: AM Impressos; 2004. p. 95-109.

Weber, K. S.; Balbinot, R.; Watzlawick, L. F.; Sanquetta, C. R. Teores de carbono orgânico de seis espécies naturais do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista. **Ambiência**, v. 2, n. 2, p. 167-177, 2006.

Wrege, M. S. et al. Climate change and conservation of *Araucaria angustifolia* in Brazil. **Unasylva**, v. 60, p.30-33, 2009.



## **CAPÍTULO 9**

# **ESTOQUE DE CARBONO E GERAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

Autores:

**Francelo Mognon**

**Carlos Roberto Sanquetta**

**Ana Paula Dalla Corte**

**Aurélio Lourenço Rodrigues**

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais abrigam a maior biodiversidade da Terra, provêm serviços ambientais chaves e possibilitam o sustento de milhões de pessoas nas zonas rurais (Chhatre e Agrawal, 2009). Entretanto, as perdas de áreas ocupadas por estes ecossistemas são contínuas, provocadas por múltiplos fatores que incluem mudanças no uso da terra e degradação ambiental. Estima-se que nas últimas duas décadas o desmatamento das florestas tropicais contribuiu entre 15-23% com o total anual de emissões de carbono, especialmente se o uso subsequente da terra for considerado (Van Der Werfet al., 2009). Diante desta crescente preocupação com a redução de áreas florestadas, entidades governamentais e não governamentais têm incentivado a implementação de pagamentos por programas de serviços ambientais.

Os serviços ambientais constituem-se em características dos ecossistemas que promovem o bem-estar das populações tanto de forma ativa, quanto passiva (Fisher et al., 2009). Para Boyd e Banzhaf (2007) os serviços ambientais são definidos como componentes da natureza diretamente aproveitados, consumidos ou usados para produzir bem estar às populações humanas.

Esta forma de aproveitamento da natureza ou do meio ambiente como um todo possibilita uma variedade de benefícios pelos quais os valores de tais serviços podem ser convertidos em incentivos financeiros à conservação. Estes estímulos visam, portanto, a transferência de fundos daqueles que se beneficiam com os serviços ambientais para aqueles que contribuem com a produção dos serviços ou conservação através do uso racional da terra (Shelley, 2011).

Dentre esses serviços, o ciclo do carbono ganha destaque no cenário florestal, pois segundo Sanquetta (2002) cresce a cada dia que passa o interesse por esse assunto, aumentando o esforço por parte dos cientistas do mundo inteiro, em conhecer os estoques de carbono existentes em diferentes ecossistemas, desenvolvendo pesquisas científicas e testando diferentes metodologias. Sendo assim, as estimativas de biomassa e estoque de carbono

são necessárias para um melhor entendimento sobre as mudanças ambientais globais (Silveira et al., 2008).

Entre as estratégias compensatórias que têm recebido significativa atenção estão os sumidouros de carbono ou o estímulo ao sequestro dos GEE por uma entidade que é usada para compensar as emissões produzidas por outra. Dentro desta categoria o manejo sustentado e a conservação das florestas destacam-se como uma forma de promover as reduções nas emissões ou aumentar o sequestro e a estocagem do CO<sub>2</sub>. Neste contexto as florestas apresentam o potencial de prover a mitigação dos GEE a baixo custo, reduzindo assim o custo total de implementação de políticas climáticas (Tavoni et al., 2007).

Sendo assim, o benefício advindo do estoque e do sequestro de carbono pelas florestas constitui-se em um serviço ambiental passível de mensuração e valoração. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica do estoque de carbono em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana, bem como quantificar o benefício advindo da permanência do carbono na floresta ao longo do tempo.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de Estudo**

A área de estudo está localizada no extremo sul do Estado do Paraná, no município de General Carneiro, a aproximadamente 280 quilômetros de Curitiba (Figura 1). A altitude regional é próxima dos 800 metros e o clima é o Cfb, conforme classificação de Köppen. Essa área pertence às Indústrias Pedro N. Pizzatto Ltda, onde estão instaladas quatro parcelas permanentes contidas em remanescentes florestais, compondo aproximadamente 4.200 hectares de Floresta Ombrófila Mista Montana (FOM).

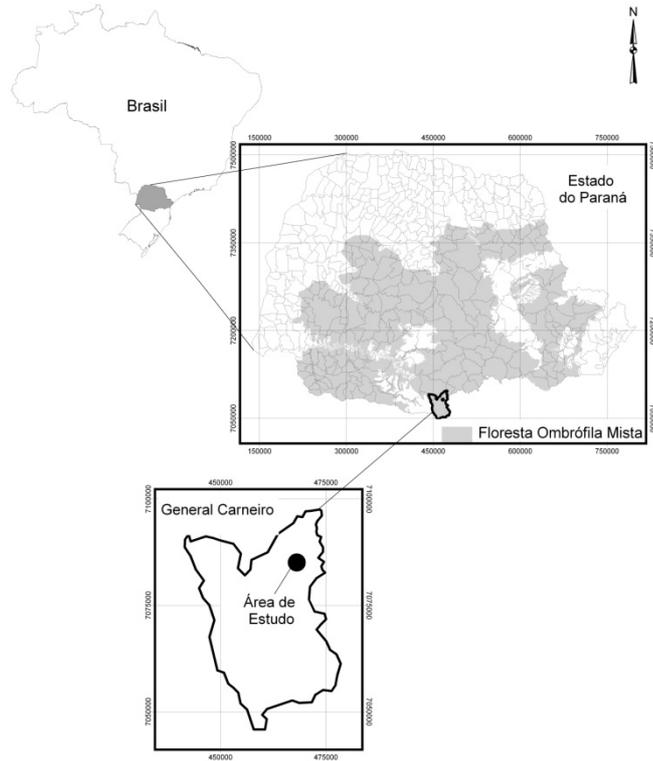


Figura 1: Localização geográfica da área de estudo

## 2.2. Inventário Florestal

Os dados utilizados na presente pesquisa são provenientes de parcelas permanentes pertencentes ao Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) – Sítio 9 (Floresta com Araucária e suas Transições). Esse programa é vinculado ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, (CNPq), um órgão ligado ao Ministério da Ciência e Tecnologia e Inovação (MCTI) para incentivo à pesquisa no Brasil.

A instalação das parcelas permanentes ocorreu em 1998. O método amostral utilizado foi o de área fixa, com forma quadrada, com 100 x 100 metros, totalizando 10.000 m<sup>2</sup> (1ha). Essas parcelas foram divididas em 25 sub-parcelas com dimensões de 20 x 20m (400 m<sup>2</sup>), sendo as mesmas delimitadas com canos de PVC nos vértices.

As parcelas foram mensuradas anualmente no período de inverno, geralmente no mês de julho, sendo coletada a variável circunferência à altura

do peito (CAP - 1,3 m de altura do solo), com auxílio de uma fita métrica. Todos os indivíduos com CAP  $\geq 31,4$  cm, ou seja, DAP  $\geq 10$  cm foram amostrados.

Objetivando um maior aprofundamento da presente pesquisa, além da avaliação geral do fragmento florestal, adotou-se uma divisão das espécies estudadas em grupos distintos. Essa divisão foi proposta para que os resultados pudessem ser comparados com outros trabalhos realizados pelo PELD. Desta forma, dividiram-se as espécies estudadas em três grupos distintos, sendo denominados de: Grupo das Araucárias - constituído com todos os indivíduos da espécie *Araucaria angustifolia*; Grupo das Canelas - constituído por todos os indivíduos das espécies pertencentes à família das Lauráceas e por fim, o Grupo das espécies de madeira branca (Brancas) - constituído com todos os indivíduos representados pelas demais espécies arbóreas.

### 2.3 Estimativa da biomassa arbórea

Para a estimativa da biomassa arbórea acima do solo utilizou-se a equação ajustada por Ratuchne (2010), empregada para a Floresta Ombrófila Mista Montana, conforme abaixo:

$$P = -3,025 \times \text{dap} + 0,425 \times \text{dap}^2 + 0,006 \times (\text{dap}^2 \times \text{ht})$$

onde:

P = biomassa (kg)

dap = diâmetro à altura do peito (cm);

ht = altura total (m).

As estatísticas do ajuste da equação para estimativa de biomassa arbórea acima do solo mencionada apresentaram um coeficiente de determinação ajustado ( $R^2_{aj.}$ ) de 0,955, um erro padrão da estimativa (Syx) de 47,24% e valor de F de 1192,31.

Essa equação foi utilizada por apresentar estatísticas de ajuste razoáveis, bem como por se tratar de uma equação que foi ajustada com dados

coletados em locais próximos das parcelas permanentes utilizadas no presente estudo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no município de General Carneiro – Paraná.

Para avaliação da dinâmica da biomassa total arbórea acima do solo, foi calculada a média aritmética das quatro unidades amostrais, utilizando-se como base os onze anos (1999-2009) de monitoramento. Foi estimada também a biomassa total de cada grupo de espécies, além de avaliar a dinâmica da floresta por meio do incremento periódico anual (IPA).

Para o cálculo anual da biomassa total arbórea acima do solo foram incluídos todos os indivíduos vivos existentes nas parcelas. Os indivíduos mortos constatados no ano de medição também foram incluídos, ou seja, depois de constatada a mortalidade do indivíduo, a sua biomassa foi computada apenas no seu ano de mortalidade, não sendo utilizada nos anos seguintes. O mesmo procedimento utilizado no cálculo anual da biomassa foi adotado para o cálculo anual do carbono total arbóreo acima do solo.

## **2.4 Teores de Carbono**

Para realizar a determinação dos teores médios de carbono para os diferentes grupos de espécies, já descritos anteriormente, utilizaram-se os dados de Watzlawick et al. (2004), que determinaram os teores de carbono em diferentes compartimentos para diversas espécies da Floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro, no Estado do Paraná.

No entanto, para a determinação dos teores de carbono, foram agrupados os resultados dos teores de carbono das espécies estudadas do referido estudo em grupos distintos, adotando-se o mesmo procedimento de divisão, sendo separadas, a araucária, as canelas e as demais espécies, denominadas genericamente de brancas.

Após essa divisão de espécies, foi utilizada a média ponderada dos teores de carbono resultante da cada compartimento, para cada espécie, sendo posteriormente determinado o teor médio de cada grupo estudado, conforme a equação:

$$T_{mp} = \frac{BS_{fu} * TC_{fu} + BS_{fo} * TC_{fo} + BS_{gv} * TC_{gv} + BS_{gm} * TC_{gm} + BS_c * TC_c + BS_{mi} * TC_{mi}}{100}$$

onde:

$T_{mp}$  = teor médio ponderado (%);

$BS_{fu}$  = biomassa seca do fuste (%);

$TC_{fu}$  = teor de carbono do fuste (%);

$BS_{fo}$  = biomassa seca da folhagem (%);

$TC_{fo}$  = teor de carbono da folhagem (%);

$BS_{gv}$  = biomassa seca do galho vivo (%);

$TC_{gv}$  = teor de carbono do galho vivo (%);

$BS_{gm}$  = biomassa seca do galho morto (%);

$TC_{gm}$  = teor de carbono do galho morto (%);

$BS_c$  = biomassa seca da casca (%);

$TC_c$  = teor de carbono da casca (%);

$BS_{mi}$  = biomassa seca da miscelânea (%);

$TC_{mi}$  = teor de carbono da miscelânea (%).

## 2.5 Estimativas do Estoque de Carbono

Após a determinação dos teores de carbono de cada grupo de espécies, foi realizada a estimativa do estoque de carbono total arbóreo acima do solo da Floresta Ombrófila Mista Montana.

A estimativa do estoque de carbono foi resultante da multiplicação do estoque de biomassa estimada pelo teor médio de carbono em cada grupo de espécies estudado.

A média aritmética das quatro unidades amostrais foi calculada utilizando como base os onze anos de monitoramento. Foi estimado também o estoque de carbono para cada grupo estudado, além de destacar a espécie com maior representatividade dentro desses grupos. Por fim, para a avaliação da dinâmica do estoque de carbono da Floresta Ombrófila Mista Montana foi calculado o incremento periódico anual (IPA) dessa variável.

## **2.6 Compensação por serviço ambiental prestado**

Para valorar a compensação pelo serviço ambiental prestado pela floresta, foi utilizado um projeto de Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD), com cenário de área composta por 4.000 hectares pertencente à Floresta Ombrófila Mista Montana, apresentando um estágio médio a avançado no processo de sucessão vegetal.

A metodologia utilizada para a realização dessa simulação seguiu-se a abordagem utilizada no Projeto de REDD na Reserva Juma, desenvolvida pela Fundação Amazônia Sustentável, Governo do Amazonas, Marriott Hotel e Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (IDESAM), a qual seguiu os padrões da Aliança Clima, Comunidade e Biodiversidade (CCB), que utiliza a linha de base e a adicionalidade dos estoques de carbono ao longo de um período pré-determinado.

A linha de base do projeto REDD foi estimada com base na taxa histórica de desmatamento ocorrida na Mata Atlântica, bioma onde está situada a área de estudo do presente trabalho. Segundo informações da FAO (2010), a taxa histórica de desmatamento para esse bioma foi de 0,55%.

Para o projeto REDD proposto foi definido um período de duração de 50 anos. A adicionalidade do estoque de carbono ao longo desse período seguiu os valores do IPA, estimados neste estudo em toneladas de carbono por hectare por ano.

Para os cálculos do valor da compensação ambiental do serviço prestado pela Floresta Ombrófila Mista foram considerados os valores praticados no mercado voluntário de carbono, utilizando-se os valores

comercializados em média no primeiro semestre de 2009, sendo US\$ 9,43/t CO<sub>2</sub> (Halmilton et al., 2010) e uma taxa de câmbio segundo o Banco Central Brasileiro de US\$ 1,00 equivalente a R\$ 1,72 na data 19/11/2010.

Para efeitos dos cálculos das estimativas de créditos de carbono foi necessária a conversão do carbono por hectare para CO<sub>2eq</sub>.ha<sup>-1</sup>. O procedimento consistiu em realizar a multiplicação do estoque de carbono por 3,6667. Esse valor é o fator de conversão dos diferentes pesos moleculares dos elementos químicos, ou seja, o peso atômico do Carbono é 12 e o peso atômico do Oxigênio é 16. Assim, uma molécula de CO<sub>2</sub> tem um peso molecular de 44 (12+16+16). Desta forma deve-se dividir 44 por 12, encontrando 3,6667. Com esse fator de conversão as estimativas de carbono por hectare são transformadas para CO<sub>2eq</sub>.ha<sup>-1</sup>, podendo-se assim estimar os créditos de carbono, pois cada crédito de carbono equivale a uma tonelada de CO<sub>2eq</sub>.ha<sup>-1</sup>.

O objetivo dessa simulação não é demonstrar um marco referencial para a elaboração de um projeto de REDD, mas sim mensurar os potenciais benefícios econômicos dessa atividade como possível fonte pagadora pelo serviço ambiental, prestado pela floresta aos seus proprietários.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1. Teores de Carbono**

Os teores médios ponderados de carbono, utilizados para estimar os estoques de carbono para cada grupo de espécies arbóreas estudadas na Floresta Ombrófila Mista Montana, foram ponderados em função dos valores percentuais de cada compartimento de biomassa encontrados por Watzlawick et al. (2004), conforme Figura 2.

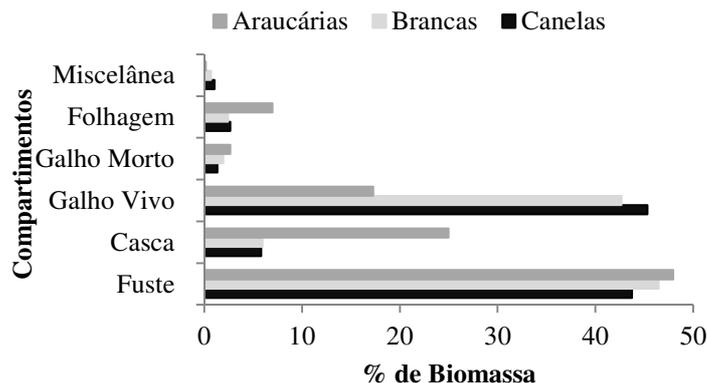


Figura 2: Percentuais de biomassa por compartimento e por grupo de espécies da FOMM

A utilização da média ponderada para a determinação dos teores de carbono é indicada quando se têm diferenças percentuais entre os compartimentos estudados. A diferença dos teores de carbono existente por compartimento reforça a necessidade de atribuir valores percentuais proporcionais aos mesmos, ou seja, compartimentos que apresentem uma maior participação em porcentagem da biomassa total, por exemplo, devem participar proporcionalmente na composição do teor médio de carbono. Dessa forma, as estimativas dos estoques de carbono minimizam os efeitos das variações percentuais dos compartimentos, reconhecendo a real participação de cada compartimento para com o total. Assim, os valores dos teores de carbono, utilizados para as estimativas dos estoques de carbono para cada grupo avaliado, podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1: Teores de carbono por compartimento por grupos de espécies da FOMM

Grupo	Teor de Carbono por compartimento						Teor médio ponderado
	Fuste	Casca	Galho Vivo	Galho Morto	Folhagem	Miscelânea	
Araucárias	44,1	40,7	41,3	43,2	41,6	37,3	42,6
Brancas	41,6	38,2	40,8	41,6	42,1	38,9	41,1
Canelas	42,3	40,9	38,8	42,4	44,4	40,1	40,7

FONTE: Adaptado de Watzlawick et al. (2004)

Apesar das variações dos teores não serem tão evidentes a existência destas variações, pode caracterizar agrupamentos, sejam de espécies ou compartimentos que possuem mesmas características. Este fato é apontado por Dallagnol et al. (2011) e Watzlawick et al. (2011), que encontraram agrupamentos pelas diferenças entre os teores e entre as espécies que justificam a separação e distinção em diferentes grupos.

Weber et al. (2006), estudando 6 espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista (*Ilex paraguariensis*, *Mimosa scabrella*, *Myrsine ferruginea*, *Ocotea porosa*, *Styrax leprosus* e *Symplocos uniflora*), com 133 amostras ao todo, observaram que a porção das árvores que apresentou o maior teor de carbono foi a folhagem (44,2%), e que na porção miscelânea se encontrou a menor concentração (39,3%). Higuchi e Carvalho Junior (1994) analisaram diversas espécies florestais da Floresta Tropical Úmida Densa de Terra Firme, na região de Manaus, e observaram um teor médio de carbono para o tronco e os galhos de 48%, e, nas folhas, de 39%.

### 3.2. Estimativa do Estoque de Carbono

A estimativa de carbono estocado em 1999 foi de 74,07 t.ha<sup>-1</sup>, aumentando para 77,53 t.ha<sup>-1</sup> em 2009, resultando em IPA de 0,31 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. A dinâmica do estoque de carbono na biomassa florestal, considerando os onze anos de estudo, pode ser observada na Figura 3.

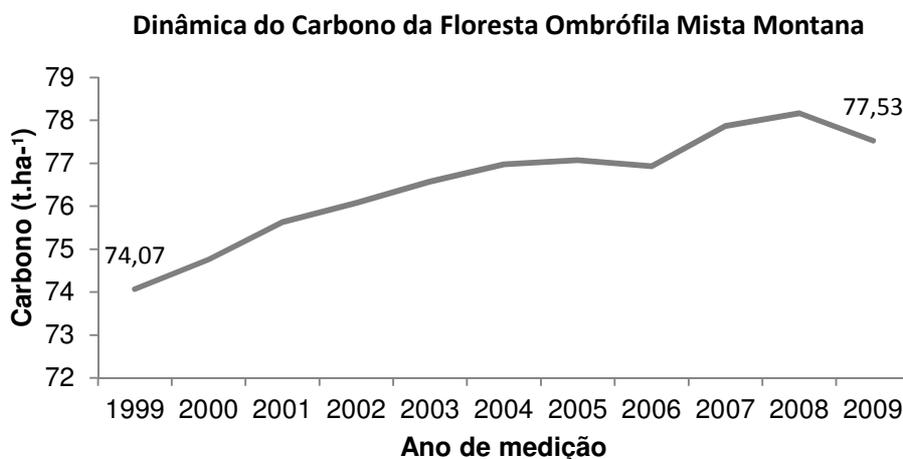


Figura 3: Dinâmica do estoque de carbono da FOMM ao longo de 11 anos.

Higuchi et al. (2004) analisaram a dinâmica de uma floresta primária na Amazônia Central, no período de 1986 a 2000, encontrando valores de estoque de carbono iniciando com 156 t.ha<sup>-1</sup> em 1986 e finalizando com 172 t.ha<sup>-1</sup> no ano 2000. Assim o IPA foi de 1,2 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, sendo significativo ao nível de 5% (p=0,039).

Watzlawick et al. (2004) realizaram trabalhos no município de General Carneiro, no Paraná, em áreas próximas às parcelas permanentes utilizadas neste estudo. Os autores obtiveram resultados de estoque de carbono no componente arbóreo acima do solo em Floresta Ombrófila Mista Montana em diferentes níveis de estágio sucessional. Para o estágio inicial obtiveram um estoque de 28,84 t.ha<sup>-1</sup> de carbono, para o estágio médio o estoque de 70,23 t.ha<sup>-1</sup> de carbono e para o estágio avançado um estoque de 165,02 t.ha<sup>-1</sup>. Os valores determinados pelos referidos autores, em especial os estoques de carbono em estágio médio de sucessão, são próximos aos resultados encontrados neste trabalho (74,07 t.ha<sup>-1</sup>). Trabalhos realizados por Weber et al. (2005) em Floresta Ombrófila Mista, relataram um estoque de carbono em torno de 104,32 t.ha<sup>-1</sup>, com um incremento estimado em 1,5 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Já, analisando-se o estoque de carbono fixado na biomassa arbórea acima do solo por grupos de espécies, observou-se que o grupo das Araucárias manteve a maior representatividade, pois em 1999 correspondia a 26,55 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 35,85% do estoque total de carbono fixado na Floresta Ombrófila Mista, finalizando com 28,82 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 37,18%. Isso resultou em um IPA de 0,21 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Já o grupo das Brancas, em 1999 correspondia a 24,30 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 32,80% do estoque total de carbono fixado pela Floresta Ombrófila Mista, finalizando com 24,14 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 31,14%. Isso representa um IPA de -0,01 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

No entanto, o grupo das Canelas, em 1999, correspondia a 23,22 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 31,35% do estoque total de carbono da Floresta Ombrófila Mista, finalizando com 24,56 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 31,68%. Isto representa um IPA de 0,12

t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. A dinâmica do carbono fixado na biomassa florestal por grupo estudado pode ser observado na Figura 4.

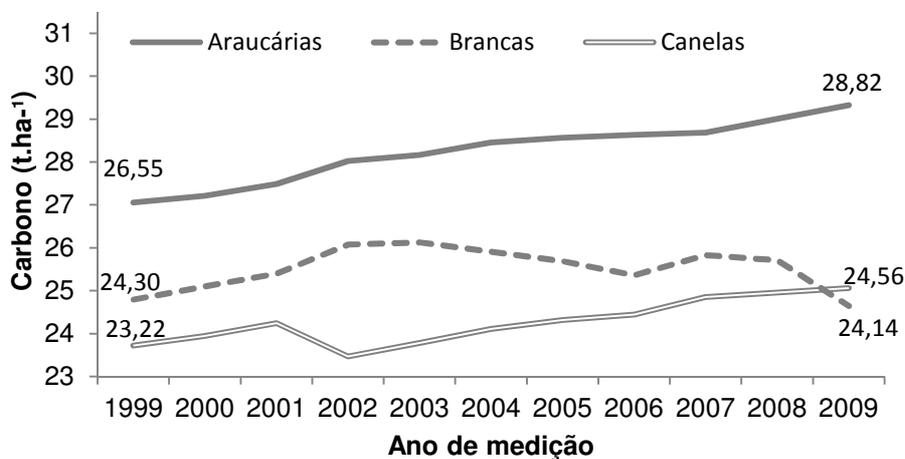


Figura 4: Dinâmica do estoque de carbono fixado por grupo de espécies na Floresta Ombrófila Mista Montana, General Carneiro, PR.

Observando os três grupos estudados, verificou-se que o grupo das Araucárias apresentou uma linha ascendente, com o maior IPA, sendo acompanhado pelo grupo das Canelas, que também apresentou uma linha ascendente, porém com uma leve queda no ano de 2002, retornando ao ano seguinte à característica ascendente. Esse comportamento é similar ao encontrado por esses grupos analisando-se a variável biomassa, uma vez que, esses grupos são constituídos por espécies botânicas com ciclo de vida maiores comparados com a maioria das espécies compostas no grupo das Brancas, que por sua vez, apresentou uma linha sinuosa, com valores de IPA negativos, demonstrando uma deficiência desse grupo em estocar carbono, observando o período e as condições de estudo.

Dentre as espécies florestais que constituem o grupo das Brancas, a mais representativa foi *Ilex paraguariensis*, que em 1999 correspondia a 6,13 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 25,23% do estoque total de carbono fixado no grupo, reduzindo para 5,53 t.ha<sup>-1</sup> em 2009, ou seja, 22,89%. Isso representa um IPA de -0,05 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Já no grupo das Canelas, a espécie *Ocotea porosa* foi a mais representativa, pois em 1999 correspondia a 21,71 t.ha<sup>-1</sup>, ou seja, 93,47% do

estoque total de carbono fixado no grupo, aumentando para 22,55 t.ha<sup>-1</sup> em 2009, ou seja, 91,80%. Isso significou um IPA de 0,08 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

A média do estoque de carbono arbóreo acima do solo dos indivíduos recrutados encontrados a partir do terceiro ano de medição das parcelas permanentes, utilizando-se a média das quatro parcelas, foi 0,12 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Já a média do carbono arbóreo acima do solo, resultante da mortalidade dos indivíduos encontrados a partir do primeiro ano de medição das parcelas permanentes, utilizando-se a média das 4 parcelas, foi de 0,97 t.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Cabe destacar que esses valores de “mortalidade” de carbono são em função dos indivíduos que foram alvo de mortalidade. Esses indivíduos passam a ser alvo dos processos de decomposição e liberação de carbono e não são mais fixadores do mesmo, embora esse estoque de carbono ainda permaneça por muitos anos no interior da floresta, até sua decomposição total.

Para efeitos comparativos sobre a dinâmica do carbono, a relação do incremento médio anual (IMA) com a mortalidade, proporciona uma melhor condição de comparação dessa dinâmica, como pode ser observado na Figura 5.

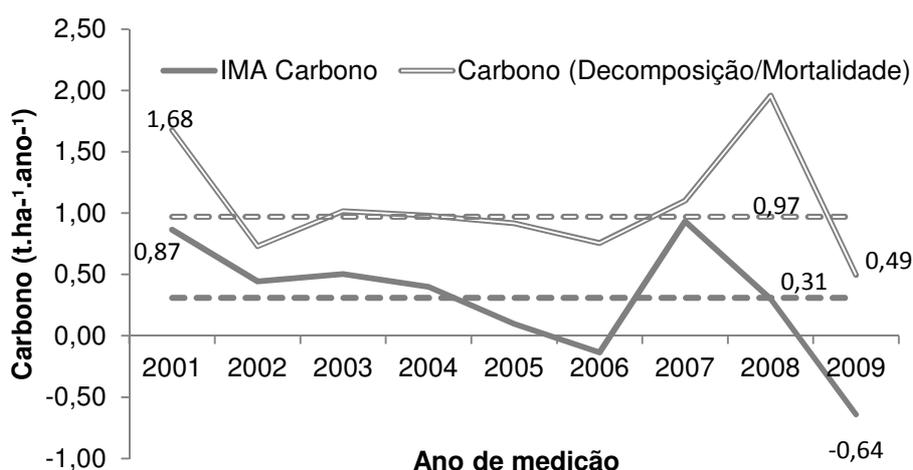


Figura 5: Dinâmica de carbono da Floresta Ombrófila Mista Montana em relação ao incremento e à mortalidade.

Analisando o gráfico acima, pode-se observar que os estoques de carbono que iniciaram o processo de decomposição e liberação de carbono são três vezes maiores que o crescimento do mesmo. Isso pode ser explicado, pois os dados utilizados para esses cálculos são em função do baixo crescimento do estoque de carbono e os dados de mortalidade dos indivíduos, que por sua vez ocorrem geralmente com indivíduos de grandes dimensões, influenciando diretamente nos estoques de carbono.

Cabe destacar que dentre os três grupos estudados, o que mais contribuiu com o crescimento nos estoques de carbono (IPA), foi o grupo das Araucárias, com 65,66%. Isso pode ser explicado pela importância dessa espécie neste fragmento estudado, pois a mesma apresentou o maior IVI no ano de 1999, mantendo essa colocação após os 10 anos de estudo.

O segundo grupo mais representativo foi o das Canelas com 38,75% do crescimento do estoque de carbono, sendo *Ocotea porosa* responsável por mais de 92% desse crescimento. Cabe destacar, que a espécie em questão apresentou no ano de 1999 o segundo maior IVI, mantendo essa posição para o ano de 2009, demonstrando a importância dessa espécie para o grupo da Canelas, mas também para o fragmento de FOMM avaliado.

Já o grupo das Brancas contribuiu com o crescimento dos estoques de carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana, apresentando um IPA de -4,41%. Por se tratar de um grupo com grande diversidade de espécies arbóreas, correspondendo a 87,3% de todas as espécies estudadas, sendo que, muitas espécies são pioneiras no processo de sucessão ecológica, esse grupo teve, nas condições vigentes, um equilíbrio dinâmico, uma vez que, em média, o crescimento de alguns indivíduos supria em termos de carbono a mortalidade de outros.

Analisando a dinâmica do crescimento em estoque de carbono, pode-se afirmar que a espécie *Araucaria angustifolia* é a grande responsável pelo incremento nos estoques de carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana em estudo, com 65,66%, seguida pela espécie *Ocotea porosa*, com 35,53%. Isso demonstra que além de serem as duas espécies com maior valor de

importância da Floresta Ombrófila Mista Montana em estudo, também são as grandes responsáveis pelo incremento dos estoques de carbono.

### **3.3.Geração de Serviços Ambientais**

Para efeitos de um projeto de REDD, como forma de viabilizar a compensação ambiental pelo serviço prestado pela floresta, foi utilizado um cenário, com 4.000 ha de área, o qual apresenta uma formação vegetal em estágio médio tendendo para o avançado, cuja sua formação vegetal pertence à Floresta Ombrófila Mista Montana. Dessa forma, esse cenário utilizou as estimativas de estoque de carbono encontradas neste estudo.

Nesse cenário o estoque de carbono corresponde a  $284,27 \text{ tCO}_{2\text{eq}}.\text{ha}^{-1}$ , ou seja, aproximadamente 1.137.080 t  $\text{CO}_{2\text{eq}}$ . Esse valor foi obtido utilizando o estoque de carbono equivalente acima do solo, sem considerar o material abaixo do solo e os materiais em processo de decomposição.

Para um cenário cujo período seria de 2010 a 2060, ter-se-ia em 50 anos uma estimativa de 319.745,9 t de  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  evitadas pelo projeto REDD. Considerando um valor de US\$ 9,43/t  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  e uma taxa de câmbio de US\$ 1,00 equivalente a R\$ 1,72, teria uma renda bruta estimada em mais de cinco milhões de reais, mais precisamente R\$ 5.186.150,70.

Dessa forma, considerando o projeto com período de duração de 50 anos, para os 4.000 ha de área, representaria um retorno anual estimado em R\$ 103.723,00 ou R\$ 8.643,00 por mês ao longo do período do projeto. Dessa forma, o projeto REDD estima uma compensação ambiental paga ao proprietário, em torno de R\$ 25,93  $\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ .

Com esse cenário, pode-se avaliar o retorno econômico resultante da aplicação de um projeto de REDD como fonte pagadora pelo serviço ambiental, no caso específico o serviço de sumidouro de carbono prestado pela floresta. A adicionalidade do estoque de  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  como resultado de um projeto de REDD, aplicado no cenário descrito, pode ser observado na Figura 6.

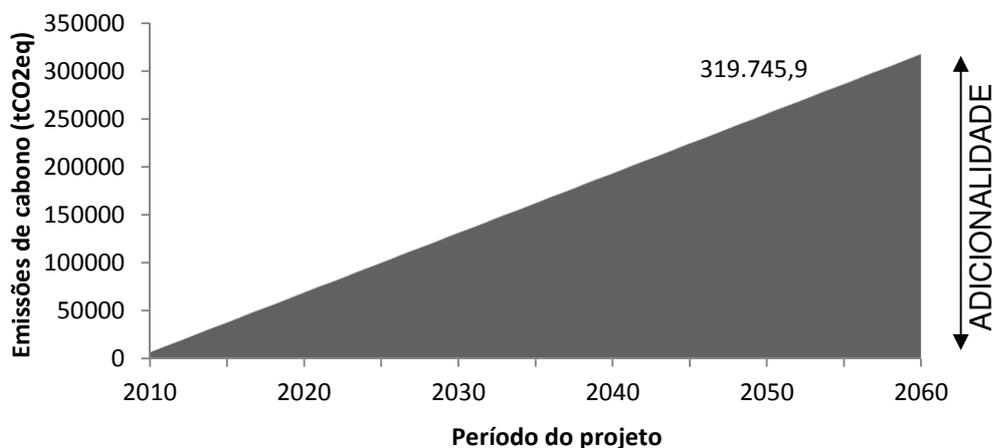


Figura 6: Estimativa de adicionalidade de CO<sub>2</sub>eq com emissões evitadas.

Deve-se ressaltar que esses valores que seriam pagos ao proprietário são em função do desmatamento evitado, conceito esse do REDD. Esses valores pagos não são pelo estoque de carbono da floresta, ou seja, só está sendo compensado ao proprietário o carbono que deixou de ser emitido pelo desmatamento evitado, e não pelo estoque de carbono da floresta.

Esse cenário, associado a outros benefícios econômicos gerados pelos serviços ambientais prestado pela floresta como os serviços de uso direto, podem se tornar uma alternativa econômica ao proprietário. Os produtos florestais não madeireiros (PFNM), por exemplo, possibilitam agregar retorno econômico ao proprietário da floresta, pois apresenta uma enorme gama de produtos que pode ser explorados e comercializados, sendo uma nova forma de geração de renda, sem que haja o corte das árvores, uma vez que hoje é proibido por lei o corte de muitas espécies vegetais (Lei Federal 11.428/2006 e Resolução CONAMA 278/2001).

Outra modalidade de Pagamento pelo Serviço Ambiental prestado pela floresta é o mecanismo de isenção do Imposto Territorial Rural (ITR) para as áreas protegidas tais como as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN). A sociedade aceita não receber o pagamento do ITR. No entanto o proprietário deve criar uma Unidade de Conservação, restringindo assim o aproveitamento de muitos serviços como os de uso direto, podendo realizar

apenas atividades ligadas à pesquisa científica, ao ecoturismo e à educação ambiental.

Experiências com pagamentos de serviços ambientais no Brasil estão mais consolidados em função da preservação dos recursos hídricos. Segundo Agência Nacional de Águas (2010), o programa Conservador das Águas, realizado no município de Extrema, no sul do estado de Minas Gerais, consolidado por lei municipal, incentiva a preservação de mananciais e nascentes no município. Até agosto de 2009 os resultados do programa apontaram a participação de 60 proprietários de terra no município no programa, totalizando 1.393,49 hectares beneficiados, que recebem uma quantia que oscila de R\$ 75,00 a R\$ 169,00 ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> por práticas conservacionistas.

Ainda segundo Agência Nacional de Águas (2010), no Estado de São Paulo existe o projeto Oásis, apoiado pela Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, a qual realiza a premiação dos proprietários que protegem os mananciais da região metropolitana de São Paulo nas bacias de Guarapiranga, Capivari-Monos e Billings. Esse projeto remunera em média valores próximos a R\$ 293,57 ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, aos proprietários das áreas contempladas nesse projeto. Existe ainda o programa Ecocrédito, criado no município de Montes Claros, no estado de Minas Gerais que, também por meio de projeto de lei municipal, incentivam seus proprietários a preservar e recuperar áreas de relevante interesse ambiental. Dessa forma o município repassa em média ao proprietário que aderir ao programa, uma compensação em torno de R\$ 110,25 ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

Outra modalidade de compensação por serviços ambientais é a cobrança por retenção de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) nas árvores da Amazônia, estimada no valor entre R\$ 113,00 e R\$ 226,00 ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Essas informações pertencem ao estudo “Mantendo a floresta amazônica em pé: uma questão de valores”, elaborado pela Rede WWF em parceria com o Instituto Copérnico da Universidade de Utrecht, na Holanda.

Desta forma, as diferentes modalidades de pagamento pelos serviços ambientais prestados pela floresta vêm proporcionando novas alternativas e condições aos proprietários, para manterem os aspectos sociais, econômicos e ambientais. Contudo, o pagamento pelo serviço ambiental gerado por um projeto de REDD vem consolidar uma alternativa compensatória ao proprietário, podendo ser implementado isoladamente ou associado a outras modalidades de compensação ambiental. Desta forma, projetos reconhecidos por órgãos internacionais, que apoiam e incentivam, proporcionam maior credibilidade, aumentando as probabilidades de conservação dos recursos naturais, de forma significativa.

Os projetos de REDD são projetos duradouros, garantindo longos períodos de conservação dos remanescentes florestais. Desta forma, contribuem favoravelmente para a redução das emissões de GEEs resultantes do desmatamento, mitigando os efeitos providos pelas mudanças climáticas.

#### **4. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Embora a floresta apresente um baixo incremento anual de carbono, pode ser caracterizada como um sumidouro, devido ao estoque de carbono existente em sua biomassa florestal. Quando utilizado o conceito de desmatamento evitado por meio de um projeto de REDD, o estoque de carbono pode ser considerado um produto do serviço ambiental prestado pela floresta. Dessa forma, mesmo uma floresta próxima da estagnação em produção de carbono pode gerar uma compensação ambiental ao proprietário.

Um projeto hipotético de REDD com cenário de 4.000 ha e período de duração de 50 anos, pode gerar uma compensação ambiental, com valor bruto estimado em cinco milhões de reais ao término do projeto. Assim, o estoque de carbono pode ser uma alternativa viável e rentável ao proprietário, proporcionando condições ao mesmo em manter os remanescentes florestais localizados em sua propriedade, evitando as mudanças do uso da terra e contribuindo, dessa forma, com a redução das emissões de gases responsáveis pelo efeito estufa antrópico.

A realização de um projeto como o REDD fornece condições favoráveis à manutenção dos demais serviços ambientais fundamentais para a vida na Terra. Assim, além do benefício do sumidouro de carbono, são protegidas as bacias hidrográficas garantindo um dos produtos mais valiosos do mundo: a água. Além disso, contribui para a manutenção da biodiversidade, que tem enorme potencial em diversas pesquisas científicas, principalmente nas áreas relacionadas com a agricultura e a saúde.

## REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas. “**Programa Produtor de Água**”. 2010. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/produagua>. Acesso em: 25/06/2010.

Boyd, J.; Banzhaf, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, p. 616-626, 2007.

Chhatre, A.; Agrawal, A. Trade-offs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 106, p. 17667-17670, 2009.

Dallagnol, F. S.; Mognon, F.; Sanquetta, C. R.; Corte, A. P. D. Teores de carbono de cinco espécies florestais e seus compartimentos. **Revista Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 18, n.4, p. 410 – 416, 2011.

Fisher, B.; Turner, R. K.; Morling, P. Defining and classifying ecosystem services for decision-making. **Ecological Economics**, v. 68, p. 643-653, 2009.

Higuchi, N.; Chambers, J.; Santos, J.; Ribeiro, R. J.; Pinto, A. C. M.; Silva, R. P.; Rocha, R. M.; Tribuzy, E. S.. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia central. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 295-304. 2004.

Higuchi, N.; Carvalho Júnior, J. A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: Emissão x Sequestro de CO<sub>2</sub> – Uma nova oportunidade para o Brasil. **Anais...** p. 127-153, 1994.

Lei Federal 11.428/2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm).

Acesso em 15/06/2010.

Ratuchne, L. C. **Ajuste e Seleção de Equações Alométricas para a Estimativa de Biomassa, Carbono e Nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista**. 102 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias, UNICENTRO/PR, Guarapuava, 2010.

Sanquetta, C. R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: Sanquetta, C. R.; Watzlawick, L. F.; Balbinot, R.; Ziliotto, M. A. B.; Gomes, F. S. As florestas e o carbono. Curitiba, p.119 -140, 2002.

Silveira, P.; Kohler, H. S.; Sanquetta, C. R.; Arce, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 38, n. 1, jan./mar. 2008.

Shelley, B. G. What should we call instruments commonly known as payments for environmental services? A review of the literature and a proposal. **Annals of the New York Academy of Science**, v. 1219, p. 209-225, 2011.

Tavoni, M.; Sohngen, B.; Bosetti, V. Forestry and the carbon market response to stabilize climate. **Energy Policy**, v. 35, p. 5346-5353, 2007.

Van Der Werf, G. R.; Morton, D.C.; Defries, R. S.; Olivier, J. G. J.; Kasibhatla, P. S.; Jackson, R. B.; Collatz, G. J.; Randerson, J. T. CO<sub>2</sub> emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, p.829-838, 2009.

Watzlawick, L. F.; Balbinot, R.; Sanquetta, C. R.; Caldeira, M. V. W. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. In: Sanquetta, C. R.; Balbinot, R.; Ziliotto, M. A. B. **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: AM Impressos, p. 95-109, 2004.

Watzlawick, L. F.; Ebling, A. A.; Rodrigues, A. L.; Veres, Q. J. I.; Lima, A. M. Variação nos teores de carbono orgânico em espécies arbóreas da Floresta

Ombrófila Mista. **Revista Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 18, n.3, p. 248-258, 2011.

Weber, K. S.; Sanquetta, C. R.; Eisfeld, R. L. Variação volumétrica e distribuição espacial do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**. Curitiba, v.3, n.2, p. 77-85, abr./jun. 2005.

## CAPÍTULO 10

# MÉTODOS DE CONTROLE DA ESPÉCIE UVA-DO-JAPÃO (*Hovenia dulcis* Thunb.) NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Autores:

**Alexandre Behling**

**Lucas Carvalho Costa**

**Ana Paula Dalla Corte**

**Carlos Roberto Sanquetta**

**Francelo Mognon**

## 1. INTRODUÇÃO

A uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunb.) é uma espécie arbórea nativa da Ásia e ocorre da Índia ao Japão, tendo sido introduzida no Nepal, Índia, Paraguai, Argentina e na região Sul do Brasil (Fowler, 1997). No Brasil foi introduzida com a finalidade da utilização de sua madeira e como quebra ventos, porém também tem sido amplamente utilizada na recuperação de áreas degradadas, com o objetivo de atrair a fauna (aves e mamíferos).

É uma árvore caducifólia com até 25 m de altura com copa globosa e ampla. Sua casca é lisa a levemente fissurada, pardo-escura a cinza-escura. Possui folhas simples, alternas, curto-pecioladas, ovadas, acuminadas, glabras na parte superior e ligeiramente pubescentes na parte inferior. Suas flores são hermafroditas, pequenas, branco-esverdeadas a creme, numerosas. O fruto é uma pequena cápsula globosa seca com 2 a 4 sementes, preso a um pedúnculo carnoso cor de canela com sabor doce e agradável. Suas sementes são alaranjadas ou avermelhadas quando recém-colhidas, passando para cor marrom a preta com o tempo, mais ou menos circulares. A polinização é feita principalmente por abelhas e o florescimento ocorre, no Brasil, de agosto a fevereiro, com frutificação entre março e outubro. A queda das folhas ocorre desde abril até o final de agosto. Começa a frutificar entre o 3º e 4º ano. A dispersão das sementes é zoocórica, por aves e pequenos animais.

A espécie possui características de planta invasora como: grande quantidade de frutos, frutificação abundante, intensa dispersão de sementes e estabelecimento de plântulas e rápido crescimento. Com isso, tem invadido áreas de florestas, onde disputa luz, nutrientes, espaço e fauna dispersora com as espécies nativas (Instituto Horus, 2010).

A situação em várias áreas invadidas e a falta de políticas de prevenção fazem com que a contaminação biológica seja um dos importantes agentes de mudança global decorrente de ações humanas, junto com o efeito estufa e a conversão de áreas naturais para atividades produtivas. Além disso, as mesmas espécies invadem diversos países e sua dominância tende a homogeneizar a flora mundial. Plantas exóticas invasoras também tendem a produzir alterações

em propriedades ecológicas essenciais como ciclagem de nutrientes e produtividade vegetal, cadeias tróficas, estrutura, dominância, distribuição e funções de espécies num dado ecossistema, distribuição de biomassa, densidade de espécies, porte da vegetação, acúmulo de serapilheira e de biomassa (com isso aumentando o risco de incêndios) taxas de decomposição, processos evolutivos e relações entre polinizadores e plantas e, de modo geral, ao empobrecimento dos ecossistemas (Ziller, 2001).

Embora o controle desta espécie seja um grande desafio para proprietários e instituições ambientais, praticamente não existem trabalhos a respeito deste tema. Assim, o objetivo deste trabalho foi testar formas de controle da regeneração natural e de indivíduos adultos da espécie *Hovenia dulcis* Thunb. (uva-do-japão) em uma Floresta Ombrófila Mista no município de São João do Triunfo, Paraná.

## **2.MATERIAL E MÉTODOS**

O presente trabalho foi desenvolvido no domínio da Floresta Ombrófila Mista Montana em locais com parcelas permanentes pertencentes ao Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) – Site 9 (Floresta com Araucária e suas Transições), instaladas na estação experimental da Universidade Federal do Paraná no município de São João do Triunfo - sul do estado do Paraná.

### **2.1 Controle da regeneração natural**

Foram identificados, no interior da floresta, 15 locais com indivíduos adultos de uva-do-japão (árvores matrizes), onde foram instaladas parcelas para a aplicação de tratamentos de controle. As unidades experimentais, de tamanho de quatro metros quadrados (2 m x 2 m), foram instaladas próximas às árvores matrizes em locais com densas populações em fase de regeneração natural. Após as adequações das parcelas, sorteou-se, através do *software* ArcGis 9.3.1, o tratamento a ser aplicado em cada uma delas (Figura 1).

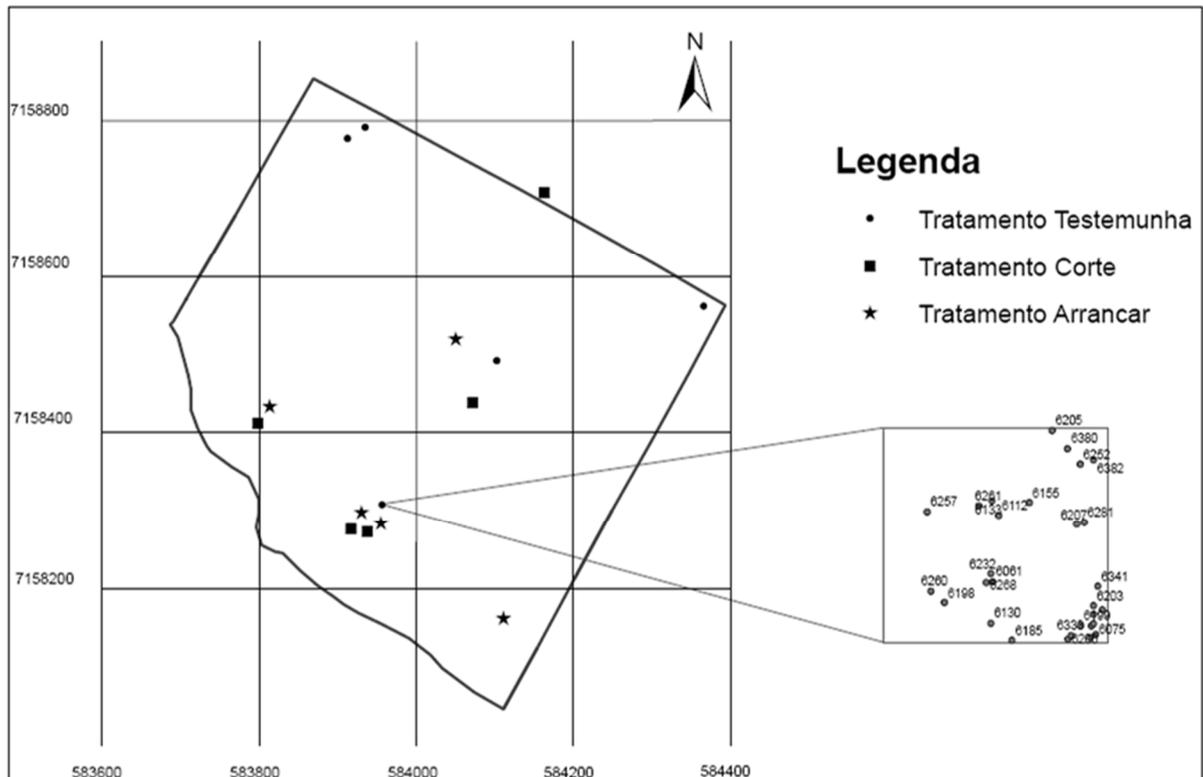


Figura 1: Distribuição espacial dos métodos testados de controle da regeneração natural de uva-do-japão: testemunha, arrancar com raiz e cortar na base, em uma Floresta Ombrófila Mista no município de São João do Triunfo, Paraná.

Foram testados dois métodos de controle da regeneração natural da espécie: cortar as plantas na base (1) e arrancá-las com raiz (2). Os tratamentos foram comparados com uma testemunha (indivíduos sem nenhuma intervenção, permitindo assim, indicar o comportamento natural da espécie naquele ambiente) (Figura 2). O experimento foi conduzido em cinco repetições em delineamento experimental inteiramente casualizado.

Para a aplicação do tratamento corte na base foi realizado o corte na altura do colo das plantas utilizando uma tesoura de poda para as plantas jovens e, no caso de plantas com grandes diâmetros, foi utilizado um serrote. Para o arranque com raiz todos os indivíduos em fase inicial de desenvolvimento foram arrancados manualmente, enquanto que os indivíduos mais desenvolvidos foram extraídos com o auxílio de ferramentas (enxadão e pá-de-corte), sendo a planta eliminada com o sistema radicular.

Para a avaliação dos tratamentos testados foram estabelecidas três

categorias de plantas segundo sua altura. Os indivíduos menores que 0,30 m de altura foram denominados plântulas, aqueles entre 0,30 e 1,30 m de altura de varas e os maiores de 1,30 m de arvoretas.

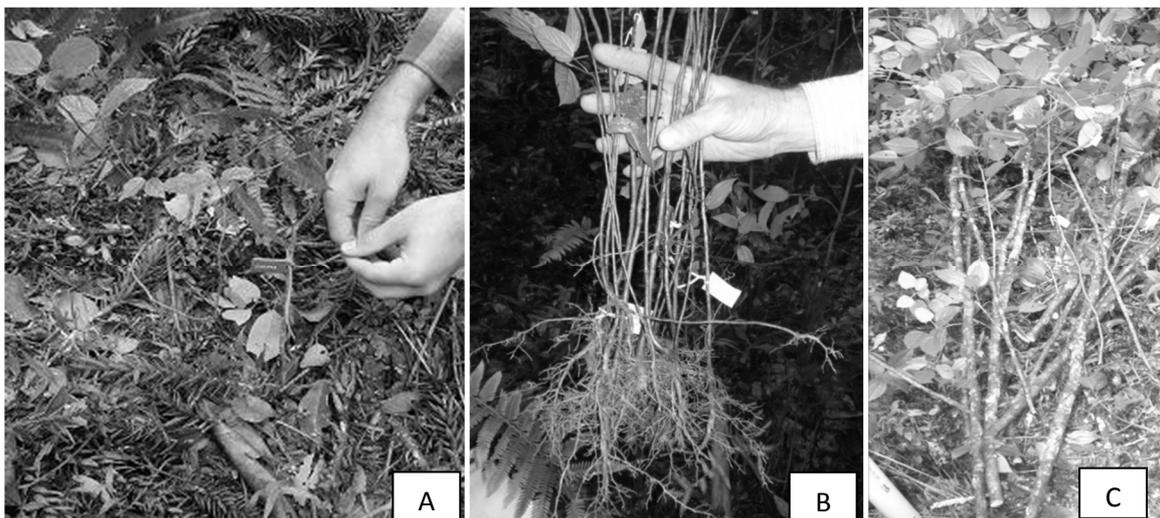


Figura 2: Aplicação dos métodos de controle da regeneração natural de uva-do-japão: testemunha (A), arrancar com raiz (B) e cortar na base (C), em uma Floresta Ombrófila Mista no município de São João do Triunfo, Paraná.

Todas as plantas encontradas nas parcelas foram medidas, plotadas em um croqui (quanto a sua localização especial) e identificadas com um lacre numerado (com exceção das plântulas). Para a avaliação do número de plântulas, estabeleceu-se uma área de 0,25 m<sup>2</sup> (0,5 x 0,5m) no canto noroeste de cada parcela, onde foram contadas individualmente e também plotada a sua localização espacial em um croqui. Esse procedimento foi utilizado para evitar a entrada na parcela para a contagem, garantindo a não interferência no desenvolvimento natural das plântulas e nos resultados do estudo.

A implantação do experimento do controle de regeneração natural da uva-do-japão foi realizada em dezembro de 2010, considerado como período zero. Posteriormente foram realizadas três avaliações com intervalos de 60 dias (60, 120 e 180 dias). Para a categoria arvoretas foi mensurada a circunferência à altura do peito (CAP, em centímetros) e a altura (em metros), para as varas somente a altura e para as plântulas somente a contagem.

## 2.2. Controle de indivíduos adultos

Para a avaliação de diferentes métodos de controle de indivíduos adultos da espécie uva-do-japão, foram selecionados 20 indivíduos com características de árvores matrizes, ou seja, apresentando porte, boa forma do tronco, poucas ramificações, boa forma da copa, frutificação e vigor. Esses indivíduos foram mensurados de forma direta com auxílio de fita métrica, onde se determinou a variável CAP (circunferência à altura do peito a 1,3 metros do solo) sendo esta posteriormente transformada em DAP (diâmetro à altura do peito a 1,3 metros do solo).

A implantação do experimento foi realizada em fevereiro de 2011. Todos os indivíduos receberam uma placa metálica correspondente ao respectivo tratamento aplicado. A localização das unidades amostrais deste experimento, ou seja, os 20 indivíduos da espécie em questão, foram georreferenciadas, sendo suas coordenadas inseridas em um mapa com auxílio do *software* ArcGis 9.3.1, conforme Figura 3.

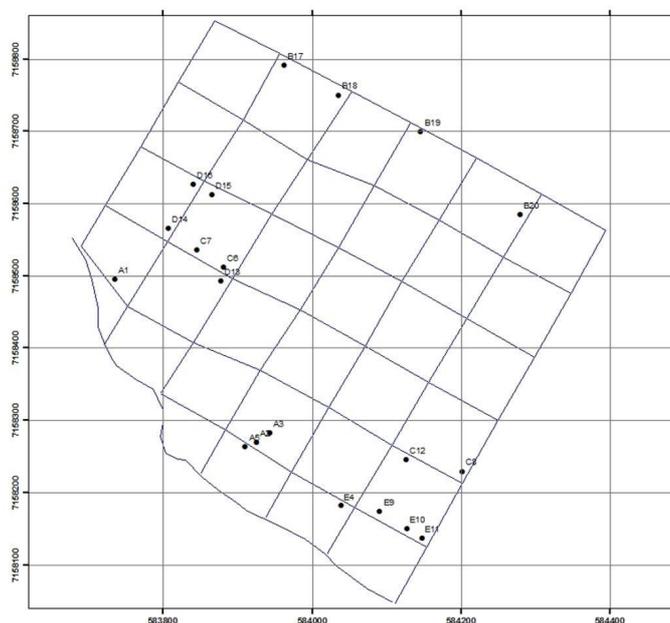


Figura 3: Distribuição espacial dos cinco métodos testados de controle dos indivíduos adultos da espécie uva-do-japão: (A) Testemunha; (B) Anelar; (C) Anelar mais óleo; (D) Tradagem mais óleo; (E) Aplicação de sal.

Foram testados quatro métodos de controle dos indivíduos adultos mais a testemunha: (A) Testemunha; (B) Anelar; (C) Anelar mais óleo; (D) Tradagem

mais óleo; (E) Aplicação de sal. O desenho experimental utilizado neste experimento foi o inteiramente casualizado, com quatro repetições para cada tratamento.

Na testemunha (A), não foi realizado nenhuma intervenção, permitindo assim, indicar o comportamento natural da espécie e assim servir de referência para com os demais tratamentos. Para a aplicação do tratamento (B) anelar, foi realizada a retirada da casca da árvore com um auxílio de um facão a uma altura inicial do corte á um metro do solo, resultando em uma área anelada exposta de 30 cm de largura. No tratamento (C) anelar mais óleo, realizou-se o mesmo procedimento do tratamento (B) sendo adicionando óleo queimado na área exposta anelada. Para a aplicação do tratamento (D) tradagem mais óleo, foi utilizado um trado, realizando-se o procedimento de perfuração do tronco em direção à medula com leve inclinação para facilitar a aplicação de óleo queimado, inserido com auxílio de uma seringa. Por fim, para o tratamento (E) sal iodado, aplicou-se 2 kg do mesmo no solo em área cujo raio foi de 0,5m da base da árvore amostrada. (Figura 4).

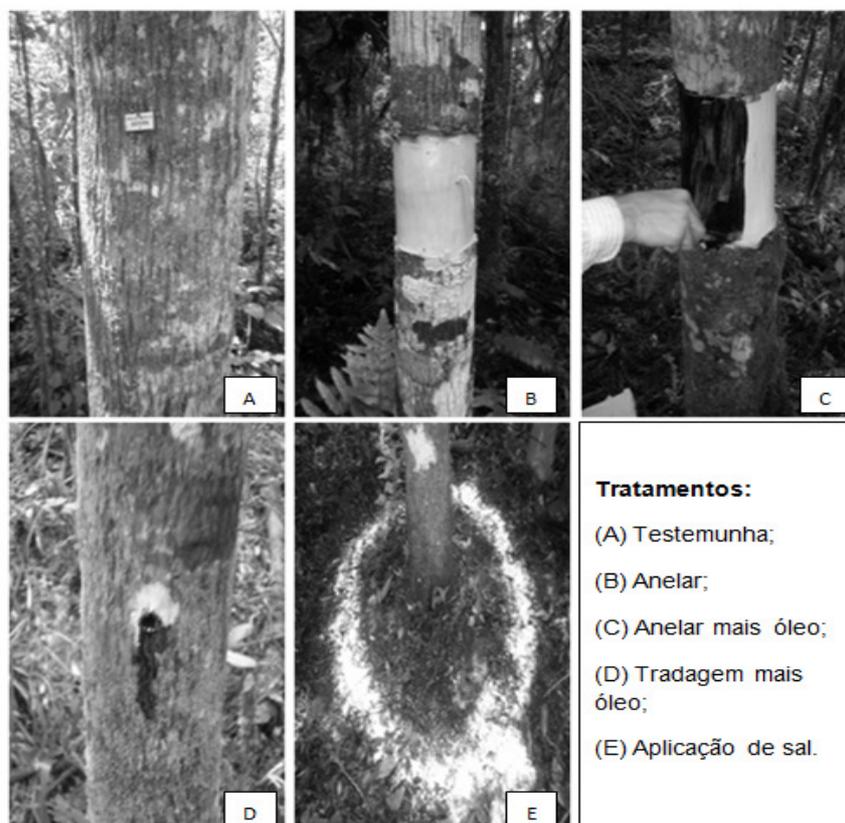


Figura 4: Aplicação de métodos de controle dos indivíduos adultos da espécie uva-do-japão.

De posse desse conjunto de dados foram testadas inicialmente as pressuposições básicas da análise da variância (normalidade) e posteriormente, em cada indivíduo, por meio de sorteio, aplicaram-se os tratamentos. Após seis meses da implantação do experimento foram reaplicados os tratamentos nos mesmos indivíduos selecionados previamente com os mesmos procedimentos. Para o acompanhamento anual dos efeitos dos tratamentos aplicados no experimento, a variável DAP foi utilizada para os cálculos de incremento ocorrido durante o período de avaliação.

### **2.3 Análises dos dados**

Os dados obtidos a campo foram submetidos à análise estatística, com o uso do *software* SAS (*Statistical Analysis System*) *Learning Edition* 8.0 (2003), em que foram testadas inicialmente a homocedasticidade, seguida da análise de variância e o teste F.

Considerando a regeneração natural, para cada variável, quando o fator de estudo método de controle demonstrou ser significativo ( $p < 0,05$ ) foi realizada a comparação das médias dos tratamentos (cortar na base e arrancar com raiz) em relação à testemunha através do teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Quando o fator de estudo época de avaliação demonstrou ser significativo as variáveis foram analisadas quanto a sua tendência por meio de regressão, onde o teste F indicou o grau do polinômio a ser utilizado. Quando a interação (método de controle \* época de avaliação) foi significativa, seus efeitos foram desmembrados através do teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Com base nas coordenadas de cada indivíduo foram gerados mapas temáticos da distribuição espacial de cada unidade amostral utilizando o *software* ArcGis 9.3.1. A distribuição espacial teve a finalidade de avaliar visualmente o comportamento da distribuição espacial da espécie antes da aplicação dos tratamentos (dia zero) e na última avaliação do experimento (180 dias).

Considerando os indivíduos adultos, avaliou-se o crescimento (incremento em DAP), em relação aos diferentes tratamentos aplicados. As

médias dos incrementos foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Controle da regeneração natural

A análise de variância revelou existir diferenças significativas entre os métodos de controle da uva-do-japão para as variáveis: número de varas, número de arvoretas, altura das varas e altura das arvoretas. Nas diferentes épocas de avaliação, foram observadas diferenças significativas para: número de plântulas, número de arvoretas e altura das arvoretas. Para a interação entre método e época somente o número de arvoretas foi significativo (Tabela 1). A circunferência à altura do peito não foi significativa para nenhum fator de estudo.

Tabela 1: ANOVA para as variáveis: nº de plântulas, nº de varas, nº de arvoretas, altura das varas, altura das arvoretas e CAP das arvoretas em função da aplicação de 3 tratamentos de controle da uva-do-japão: testemunha, cortar na base e arrancar com raiz em diferentes épocas: 0, 60, 120, 180 dias.

Efeito principal							
Fator de estudo	Grau de liberdade	Quadrado médio					
		Número de plântulas	Número de varas	Número de arvoretas	Altura das varas	Altura das arvoretas	CAP das arvoretas
Método	2	1457,079 <sup>ns</sup>	988,868*	305,121*	0,580*	14,311*	68,871 <sup>ns</sup>
Época	3	4174,209*	126,389 <sup>ns</sup>	38,777*	0,143 <sup>ns</sup>	16,471*	43,968 <sup>ns</sup>
Método * Época	6	485,968 <sup>ns</sup>	110,437 <sup>ns</sup>	18,364*	0,087 <sup>ns</sup>	2,634 <sup>ns</sup>	12,84 <sup>ns</sup>
Efeito simples							
Número de arvoretas para Método * Época							
Método	Testemunha			3			5,5333 <sup>ns</sup>
	Arrancar		Grau de liberdade	3			22,05*
	Corte			3			48*
Época	0			2			37,2667*
	60		Grau de liberdade	2			9,2667 <sup>ns</sup>
	120			2			11,2792 <sup>ns</sup>
	180			2			27,8*

\* = significativo a 5% de probabilidade; <sup>ns</sup>= não significativo a 5% de probabilidade.

Durante o período inicial de implantação do experimento, foi observada uma alta emergência de plântulas, porém com o passar do tempo este número tendeu a diminuir bruscamente. Para essa categoria (plântulas) a diferença estatística observada somente entre as épocas de avaliação indica que mesmo sem a aplicação de tratamentos a porcentagem de plântulas que sobrevivem a eles diminui com o tempo, fato ocasionado pela mortalidade. Embora não tenha sido observada diferenças significativas entre o método de controle e a época de avaliação, foi observou-se que a mortalidade das plântulas que receberam o tratamento corte na base foi mais lenta (Figura 5), fato ocorrido pela ainda manutenção do sistema radicular destas plântulas e posteriores rebrotas.

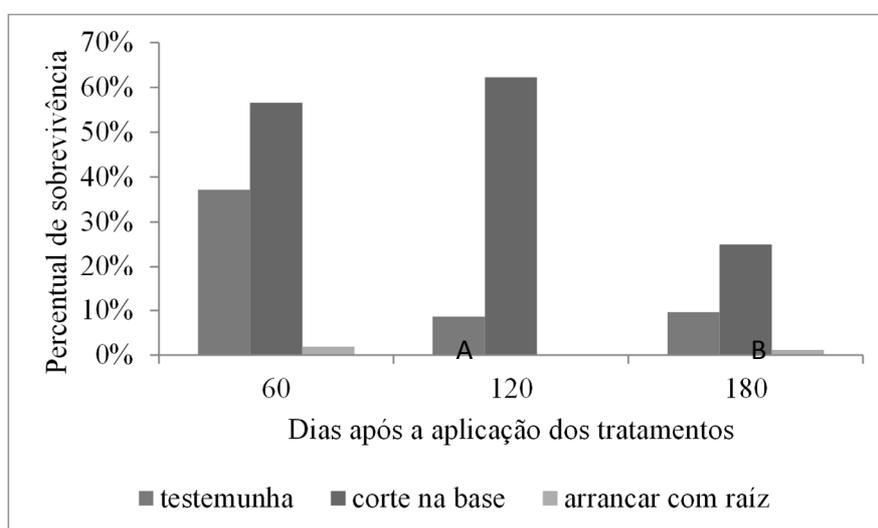


Figura 5: % de sobrevivência das plântulas após os três tratamentos de controle da uva-do-japão: testemunha, corte e arrancar em três épocas de avaliação: 60, 120, 180 dias.

Segundo Sun et al. (1995), no início da germinação, baixos teores de umidade, aliados à compactação do solo, são fatores condicionantes ao estabelecimento das plântulas. Howe (1989), Loiselle (1990), Pizo e Simão (2001) relatam que as plântulas produzidas a partir de sementes agrupadas, estão sujeitas a maior competição intraespecífica quando comparadas as isoladas.

O período de frutificação da uva-do-japão no Brasil é de março a outubro (Carvalho, 1994) e está diretamente relacionada à elevada quantidade de plântulas que foram encontradas na implantação do experimento. Segundo

Carvalho (1994) a germinação é faneroepígea, com início entre 8 e 113 dias após a sementeira, mesmo período observado neste estudo. A espécie também possui a característica de regeneração natural intensa por sementes, por isso, ela faz-se presente em muitas matas do sul do Brasil (Carvalho, 2001).

Carvalho (1994) já havia observado que em substrato com elevado teor de alumínio e heterogeneidade entre as mudas, houve atrasos no crescimento e uma taxa considerável de mortalidade, fato constatado no presente trabalho.

Para a categoria varas, em relação a sua quantidade, foi observada diferença estatística somente entre os métodos de controle da regeneração natural. De acordo com o teste de Dunnett (Tabela 2) o tratamento arrancar foi inferior à testemunha. Aplicando o tratamento corte, na época de avaliação seguinte já houvera rebrotado dois ou mais indivíduos, com o agravante de alguns já terem ingressado em varas ou até arvoretas. Por outro lado, o método arrancar foi mais eficaz em extinguir os indivíduos do local sem que posteriormente haja novos deles (Figura 6), para esse tratamento foi observado que o número total de indivíduos ingressantes em varas até a última avaliação eram de apenas 4 sendo nenhum de rebrota.

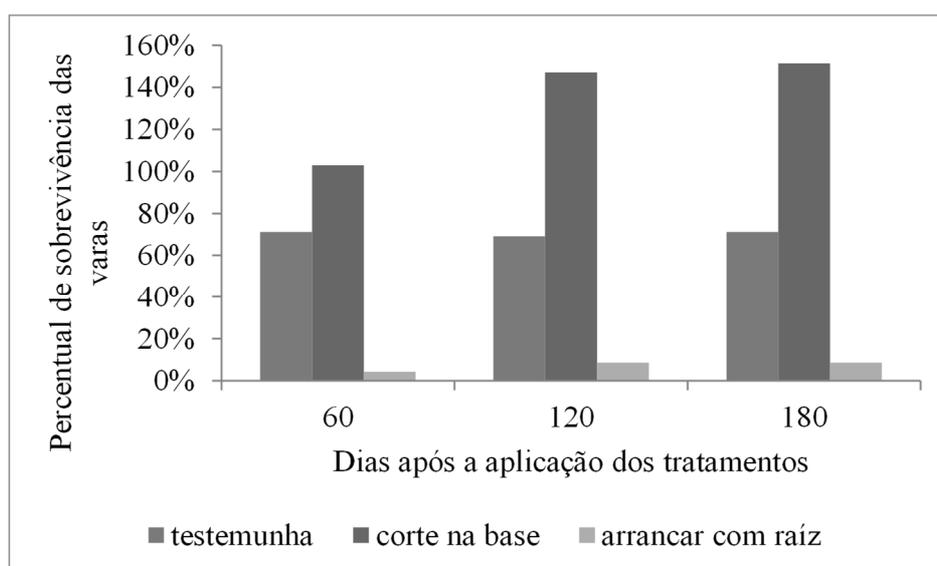


Figura 6: Percentual de sobrevivência dos indivíduos varas após receberem os três tratamentos de controle da uva-do-japão: testemunha, corte e arrancar em três épocas de avaliação: 60, 120, 180 dias.

A testemunha, na implantação do experimento, apresentava em média 19 varas por 4m<sup>2</sup>, sendo que na primeira avaliação este número decaiu para 14. Na segunda avaliação o número foi para 11,8 e na terceira avaliação para 13,8. Esta diminuição no número médio se deve aos indivíduos que migraram para a classe das arvoretas (9 indivíduos), e aos que morreram (20 indivíduos).

No tratamento “arrancar” foram encontrados em média, na data de implantação 14 varas por 4m<sup>2</sup>, sendo que na primeira avaliação este número diminuiu para apenas 0,8 e na terceira avaliação para 1,2. A diferença em relação aos outros métodos se dá em função da eficiência deste tratamento em erradicar o número de indivíduos “varas”, evitando a dispersão desta espécie pelo ambiente.

O tratamento “corte” apresentou em média 13,6 varas por 4m<sup>2</sup> na implantação, 15 na primeira avaliação, 21 na segunda avaliação e 23,6 na terceira avaliação. No trabalho de Carvalho (1994), em estudos de propagação vegetativa com estacas, concluiu-se que o sistema radicular formado pode ser considerado de excelente qualidade, por apresentar um número elevado de raízes fibrosas e distribuídas uniformemente ao redor da estaca. Esta excelência atribuída ao sistema radicular pôde ser verificada neste tratamento. No caso, mesmo cortando-se na base, todo o sistema radicular ainda se manteve no solo e em plena atividade, demonstrando o seu grande poder de rebrota. Também foi observado que tocos de indivíduos entre 2,5cm e 5,00cm de cap chegaram a suportar de 10 a 14 rebrotas, e essa situação também é constatada pelo surgimento de plantas distribuídas em círculos, que propriamente são as rebrotas ao entorno dos tocos. Foram contados 15 indivíduos varas no total de todas as épocas que vieram ingressos de plântulas, portanto, estes não foram contabilizados no percentual de sobrevivência das varas, por não terem nascido em decorrência do tratamento.

Para a variável altura das varas, também foi observada diferença significativa entre os métodos, onde conforme o teste de Dunnett o tratamento arrancar foi inferior a testemunha (Tabela 2). A aplicação deste tratamento impediu o surgimento de novos indivíduos nas parcelas e, conseqüentemente, o crescimento em altura. Aplicando-se o tratamento cortar, mesmo com o corte

na base, todo o sistema radicular ainda se manteve no solo e em plena atividade, demonstrando o seu grande poder de rebrota e crescimento destas.

Para a quantidade de indivíduos da categoria arvoretas foi observada diferenças significativas entre os métodos, época e a interação (método \* época). De acordo com o teste de Dunnett (Tabela 2) no que se refere à comparação entre os métodos em relação a testemunha, o único que diferiu significativamente foi o de arrancar. Este se diferenciou em razão da eficiência em eliminar os indivíduos sem que haja a possibilidade de rebrota. Ao contrário, o método de corte, onde indivíduos de grandes diâmetros possibilitaram a rebrota de até 14 novos indivíduos, alguns ainda ingressantes para a categoria varas ou arvoretas. A testemunha apresentou na implantação do experimento 11 arvoretas em média por 4 m<sup>2</sup>, 13 na primeira avaliação, 15 na segunda avaliação e 17 na terceira avaliação. Verificou-se que das 11 arvoretas encontradas na implantação, no total de todas as épocas 5 indivíduos morreram e 9 vieram ingressas da classe “varas”.

Tabela 2: Teste de médias (Dunnett) para o número de varas, altura das varas, número de arvoretas e altura das arvoretas em função da aplicação de três tratamentos de controle da uva-do-japão: testemunha, corte e arrancar em uma Floresta Ombrófila Mista no município de São João do Triunfo, Paraná.

Comparação dos tratamentos em relação à testemunha	Diferença mínima significativa entre as médias			
	Número de varas	Altura varas	Número de arvoretas	Altura arvoretas
Cortar na base - testemunha	-11,6 <sup>ns</sup>	-0,0369 <sup>ns</sup>	0,1895 <sup>ns</sup>	-0,8185 <sup>ns</sup>
Arrancar com raiz - testemunha	-1,205*	-0,3125*	-2,05 *	-1,6915*

+ = Significativo e superior à testemunha, pelo teste de Dunnett, em nível de 5% de probabilidade;

- = Significativo e inferior à testemunha, pelo teste de Dunnett, em nível de 5% de probabilidade;

ns = Não significativo, pelo teste de Dunnett, em nível de 5% de probabilidade.

O tratamento arrancar apresentou na implantação do experimento 21 arvoretas em média por 4m<sup>2</sup>. Até a última época de avaliação, nenhum indivíduo arvoreta foi encontrado. No tratamento cortar foram identificadas na implantação 38 arvoretas em média por 4m<sup>2</sup>, 3 na primeira avaliação, 6 na segunda avaliação e 16 na terceira avaliação, devendo-se destacar que todos os indivíduos são oriundos de rebrotas.

Ao longo das épocas de avaliações, de acordo com os efeitos simples, somente o tratamento corte e arrancar foram significativos (Tabela 1). Novamente, o tratamento arrancar foi eficaz, por extinguir totalmente os indivíduos “arvoretas” do local. Por outro lado, o tratamento cortar, apesar de diminuir o número de indivíduos inicialmente, possibilitou o ingresso de novos devido a rebrota.

Para a interação entre o método e época, foram observadas diferenças significativas somente na época zero e 180 dias após a aplicação dos tratamentos conforme os efeitos simples (Tabela 1). De acordo com o teste de Tukey (Tabela 3), apesar do método corte e arrancar apresentarem o maior número de arvoretas na época zero, essa relação foi inversa aos 180 dias, ou seja, nesta época a testemunha apresentou um número superior de arvoretas. Novamente, o método arrancar demonstrou sua eficiência em erradicar indivíduos do local, apresentando nenhum indivíduo na última avaliação.

Tabela 3: Teste de médias (Tukey) para o número de arvoretas em função da aplicação de três tratamentos de controle da uva-do-Japão: testemunha, corte e arrancar, ao longo das épocas de avaliação: 0, 60, 120 e 180 dias após a aplicação dos métodos em uma Floresta Ombrófila Mista no município de São João do Triunfo, Paraná.

Método	Época (Dias após a aplicação dos métodos de controle)			
	0	60	120	180
Testemunha	2,20 b	2,60 <sup>ns</sup>	3,00 <sup>ns</sup>	4,60 a
Corte	7,60 a	0,60 <sup>ns</sup>	1,36 <sup>ns</sup>	3,20 ab
Arrancar	4,20 ab	0 <sup>ns</sup>	0 <sup>ns</sup>	0 b

Letras distintas na coluna indicam diferenças significativas para  $p < 0,05$ .

Para a variável altura das arvoretas, o método e a época demonstraram-se significativos. Em relação aos métodos, conforme o teste de Dunnett, o tratamento arrancar foi inferior a testemunha (Tabela 2), fato ligado, como já destacado, a eficiência deste tratamento em erradicar os indivíduos do local. Em relação à época, observou-se uma redução na altura média inicialmente, devido ao ingresso de novos indivíduos das categorias inferiores para arvoretas oriunda dos métodos testemunha e cortar, porém mantendo seu desenvolvimento normal.

Um fato que deve ser destacado é a ocorrência da uva-do-japão na floresta em estudo, o que pode ser constatado em Schaaf et al. (2006). Estes autores destacam que esta espécie não havia sido detectada em 1979 e a partir de 2000 vem superando muitas nativas em questão de poucos anos, demonstrando sua agressividade como invasora. Os mesmos autores destacam que o ingresso da uva-do-japão na área ocorreu provavelmente por meio da avifauna, visto que seus frutos são bastante apreciados e há algumas matrizes em propriedades da região. Quanto ao seu sucesso na competição com espécies nativas, provavelmente decorre da ausência dos inimigos e competidores naturais com os quais co-evoluiu. Resultados satisfatórios neste trabalho foram alcançados com o método arrancar com raiz, porém, ressalta-se a importância de realizar estudos que envolvam também os custos desta técnica.

### 3.2 Controle de indivíduos adultos

O conjunto de dados utilizados neste estudo no momento da implantação do experimento foi agrupado por tratamento, sendo realizadas as estatísticas descritivas da variável DAP, conforme apresentada na Tabela 4.

Tabela 4: Estatísticas descritivas dos indivíduos por aplicação do tratamento.

Estatísticas	Tratamentos				
	T-A	T-B	T-C	T-D	T-E
Mínimo	14,64	13,05	13,69	10,19	9,87
Média	22,96	23,63	16,15	17,03	18,38
Máximo	28,97	38,52	20,37	22,92	25,15
Desvio Padrão	6,08	10,78	3,01	5,23	6,32
Variância	36,92	116,27	9,08	27,39	39,95
Coefficiente de Variação	26,47%	45,62%	18,65%	30,73%	34,38%

O conjunto de dados utilizado neste estudo atenderam as pressuposições básicas da análise de variância, uma vez que a normalidade dos dados foi confirmada, por meio do teste do Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) resultando no valor de 4,1467 a qual foi inferior ao valor crítico de 9,4877 a 5% de probabilidade. Desta forma, pode-se aplicar a análise de variância em função da variável DAP, cujo o valor de F de 1,0346, conforme Tabela 5, sendo este inferior ao valor de F crítico de 3,0556 a 5% de probabilidade. Desta forma, foi observado

não existir diferenças significativas entre a variável DAP dos indivíduos que receberam os tratamentos.

Tabela 5: ANOVA da variável DAP dos indivíduos por aplicação do tratamento.

Fator de Variação	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Tratamentos	4	190,0481	47,51203	1,0346 ns
Resíduos	15	688,8259	45,92173	
Total	19	878,874		

ns= não significativo a 5 % de probabilidade.

Os resultados iniciais referentes aos efeitos dos tratamentos obtidos na primeira avaliação após a 16 meses da implantação, em relação à variável de crescimento (Incremento em DAP), verificou-se que a normalidade dos dados foi confirmada, por meio do teste do Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) resultando no valor de 4.1480 a qual foi inferior ao valor crítico de 9.4877 a 5% de probabilidade. Desta forma, pode-se aplicar a análise de variância em função da variável de crescimento, cujo valor de F foi de 1,5467, conforme Tabela 6, sendo este inferior ao valor de F crítico de 3,0556 a 5% de probabilidade. Desta forma, foi observado não existir diferenças significativas entre os tratamentos em função da variável de crescimento.

Tabela 6: ANOVA da variável de crescimento dos tratamentos (1ª avaliação).

Fator de Variação	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Tratamentos	4	1,52053	0,38013	1,5467ns
Resíduos	15	3,68657	0,24577	
Total	19	5,20710		

ns= não significativo a 5 % de probabilidade.

Após a primeira avaliação, não foi observado nenhuma diferença significativa em relação a variável crescimento nos indivíduos que receberam os tratamentos. No entanto foi observado que os indivíduos testemunhas, obtiveram um maior crescimento em relação a variável DAP, no entanto esse crescimento não foi significativamente maior que os demais indivíduos que receberam os demais tratamentos a 5% de probabilidade.

Da mesma forma, os resultados da variável de crescimento (Incremento em DAP) obtidos na segunda avaliação, após 26 meses da implantação do experimento, mantiveram sua normalidade, uma vez que, os resultados do

teste do Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) revelou valor de 5,6458 a qual foi inferior ao valor crítico de 9,4877 a 5% de probabilidade. Desta forma, pode-se aplicar a análise de variância em função da variável de crescimento, cujo valor de F foi de 0,6137, conforme Tabela 7, sendo este inferior ao valor de F crítico de 3,0556 a 5% de probabilidade. Demonstrando que os efeitos dos tratamentos continuavam sem diferir significativamente em relação a variável de crescimento em DAP.

Tabela 7: ANOVA da variável de crescimento dos tratamentos (2ª avaliação).

Fator de Variação	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Tratamentos	4	0,70165	0,17541	0,6137ns
Resíduos	15	4,28715	0,28581	
Total	19	4,98880		

ns= não significativo a 5 % de probabilidade.

No entanto, foi observado que os indivíduos que receberam os tratamentos Anelar e Anelar mais óleo foram alvo de mortalidade, sendo essa condição observada na segunda avaliação. Contudo, essa nova condição provavelmente ocorreu em um período próximo a segunda avaliação, não permitindo, ou melhor, não possibilitando o crescimento dos demais indivíduos que não passaram pelo processo de mortalidade, a se destacarem significativamente.

Desta forma, mesmo sem constatar diferença significativa em relação ao crescimento dos indivíduos arbóreos da espécie *Hovenia dulcis* em relação os cinco tratamentos após um período de 26 meses da implantação do mesmo, foi observado a total eficiência de dois tratamentos, sendo o “Anelar” e o “Anelar mais óleo”, no controle da espécie em questão.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

##### **Regeneração natural:**

Independente do tratamento aplicado ocorre a mortalidade natural das plântulas, entretanto, algumas permanecerem no ambiente crescendo e desenvolvendo-se.

O método cortar na base não impede a sobrevivência de um alto contingente desta espécie, que resiste no ambiente, rebrotando após essa medida de controle.

O método arrancar com raiz impede a rebrota, eliminando as plantas do local, constituindo-se na forma mais eficaz de controle.

### **Indivíduos adultos:**

Em relação aos indivíduos adultos, os efeitos dos quatro tratamentos comparados com a testemunha no propósito de controle dos indivíduos da espécie *Hovenia dulcis* não foram significativos, observando a variável de crescimento durante o período de estudo.

No entanto, indivíduos adultos da espécie podem ser controlados por meio da retirada da casca, formando um painel exposto anelado que, após aproximadamente dois anos resultará na mortalidade do indivíduo, sendo recomendada a replicação do procedimento após seis meses.

### **REFERÊNCIAS**

Carvalho, P. E. R. **Ecologia, Silvicultura e Usos da Uva-do-Japão (*Hovenia dulcis* Thunberg)**. Colombo: EMBRAPA – CNP Florestas, 1994. 24p.

Durigan, M. E. **Florística, dinâmica e análise proteica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR**. 1999. 125f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

Howe, H.F. Scatter- and clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. **Oecologia**, v.79, p.417-426. 1989

Instituto Hórus. **Uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunb)**. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br>> Acesso em: 07 jun, 2010.

Longhi, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, no sul do Brasil**. Curitiba, 1980. 198f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1980.

Marco, A. P. Padrão de deposição de sementes e sobrevivência de sementes e plântulas de duas espécies de Myrtaceae na Mata Atlântica, **Revista Brasil. Bot.**, v.26, n.3, p.371-377, jul.-set. 2003

Pizzato, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1999** 172 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba 1999.

Schaaf, L. B. et al. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de floresta Ombrófila Mista Montana no período entre 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 3, p. 271-291, 2006.

Schaaf, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma floresta ombrófila mista localizada no Sul do Paraná**. Curitiba, 2001. 131f. Dissertação(Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

Schumacher, M. V. Biomassa e nutriente em um povoamento de *Hovenia dulcis* Thunb. plantado na FEPAGRO florestas, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 18, n. 1, p. 27-37, jan-mar., 2008.

Ziller, S. R. **A Estepe-Gramíneo Lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: Diagnóstico Ambiental com Enfoque à Contaminação Biológica**. 2000 268 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

Ziller, S. R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. **Revista Ciência Hoje**, Coluna Opinião, Rio de Janeiro, v. 30, n. 178, Dezembro de 2001.



## **CAPÍTULO 11**

# **SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO NA ESTIMATIVA DE BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO FLORESTAL**

Autores:

**Henrique Luis Godinho Cassol**

**Dejanira Luderitz Saldanha**

**Tatiana Mora Kuplich**

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas, sejam elas naturais ou artificiais, desempenham diversos serviços ambientais, benefícios capazes de sustentar e satisfazer as condições de vida da Terra. Dentre estes benefícios/serviços podem-se destacar: a regulação do clima, a manutenção dos regimes climáticos e da biodiversidade e a fixação de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) da atmosfera. O rápido declínio destes serviços ambientais tem levantado o interesse em quantificá-los, de forma a servirem como base na fixação monetária dos valores indiretos por eles prestados e das possíveis perdas decorrentes das atividades antrópicas. No entanto, à exceção da fixação do CO<sub>2</sub>, que tem sido objeto de estudo recorrente das questões ambientais envolvendo o aquecimento global e as mudanças climáticas, estes serviços não são facilmente mensurados, por conta de uma série de fatores técnicos e/ou metodológicos que não cabe aqui desenvolver.

Esta preocupação ambiental com relação ao aumento das concentrações de CO<sub>2</sub> na atmosfera é relativamente recente. Até meados do século passado era impossível imaginar que as ações realizadas pelos homens pudessem causar algum impacto significativo no clima ou na sobrevivência do sistema terrestre. No entanto, segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, a taxa de incremento de CO<sub>2</sub> na atmosfera no período de 2000-2008 foi 21% superior ao do período 1980-2000, taxas anuais de 1,9 ppm.ano<sup>-1</sup> ou 4,1 PgC.ano<sup>-1</sup> (Dolman et al., 2010). Este acúmulo de dióxido de carbono na atmosfera tem duas fontes principais: as provenientes da queima de combustíveis fósseis e a liberação pela queima ou decomposição da biomassa.

Segundo Parker et al. (2008), cerca de 20 % das emissões globais de carbono são oriundas de desflorestamentos nos trópicos. No Brasil, 75% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) são provenientes de mudanças no uso da terra; dentre estas, 90% são correspondentes à conversão de florestas naturais em outros usos (MCT, 2004). As estimativas de emissões globais de carbono na floresta amazônica brasileira, entretanto, podem variar amplamente, de 1,2 a até 2,2 PgC.ano<sup>-1</sup> (Houghton et al., 2000). Conforme

Saatchi et al. (2011), as estimativas de emissões de GEE provenientes de desflorestamento exigem informações tanto na área de floresta perdida quanto no correspondente estoque de carbono contido nesta área. Ambos os fatores são ainda considerados um desafio para serem medidos com precisão.

Para Harris et al. (2012), as variações metodológicas de medição dos estoques de carbono na vegetação e solos florestais causam erros expressivos nas estimativas de CO<sub>2</sub> em extensas áreas, na ordem de 25% a 50%. Estes autores reportam ainda que enquanto a contribuição das emissões de GEE decorrentes da queima de combustíveis fósseis é medida com aceitável precisão, as mensurações de emissões de GEE provenientes de mudanças de uso da terra e florestas (LULUCF – *Land Use, Land-Use Change and Forestry*) no ciclo global do carbono são pouco confiáveis.

Por este motivo, o órgão subsidiário de assessoramento científico e assessoria técnica (SBSTA – *Subsidiary Body for Scientific and Technical Advice*) da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC, da sigla em inglês) está concentrado na uniformização metodológica que incluem os níveis de referências de emissões por desmatamentos e degradações (*benchmarks*) e as taxas de desmatamento a serem empregados em projetos de valoração pelos serviços ambientais prestados, a exemplo da Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal e Aumento de Estoque de Carbono (REDD<sup>+</sup>) (Qureshi et al., 2012).

O inventário florestal de carbono envolve basicamente dois métodos: i) os métodos diretos ou destrutivos, quando os componentes vegetais são separados, pesados e queimados e; ii) os métodos indiretos, mediante equações alométricas estabelecidas com base nos métodos diretos e em variáveis dendrométricas (Chave et al., 2005) ou em dados de sensoriamento remoto (Silveira et al., 2008). Normalmente, os inventários de carbono envolvem a conversão da biomassa em carbono e, por isso, estas estimativas estão diretamente relacionadas à precisão do método empregado.

Para Neeff et al. (2005) a determinação das quantidades de carbono fixadas em extensas áreas, por meio do método destrutivo, é onerosa e pouco eficiente, devido ao laborioso processo de mensuração. Isto tem levado os pesquisadores a estimar a biomassa e o carbono estocado nas florestas com o uso de dados de sensoriamento remoto, correlacionando-os com as equações alométricas *in situ* (Brown, 2002). Lu (2006) descreve que devido à dificuldade de mensurar a biomassa abaixo do solo, as pesquisas recentes com o uso de sensoriamento remoto para estimativa de carbono e de biomassa florestal têm focado apenas na biomassa acima do solo, o que invariavelmente reduz o conteúdo de informação sobre a variável medida.

Nos estudos de estimativa de biomassa e estoque de carbono envolvendo dados de sensoriamento remoto o preceito é relacionar estas variáveis biofísicas com as variáveis espectrais registradas pelos sistemas sensores. Para Labrecque et al. (2006) os métodos para mapeamento de biomassa florestal associados ao uso de dados obtidos por sensores remotos têm duas principais abordagens: (i) os que envolvem modelagem radiométrica (físicos) e; (ii) aqueles que se utilizam de tabelas de conversões para uma classificação temática na imagem.

Os métodos radiométricos são comumente utilizados e implicam análises de regressão, de forma a correlacionar dados espectrais (físicos) com medidas ou estimativas de biomassa e estoque de carbono para os locais correspondentes (Foody et al., 2003). Estes dados espectrais podem ser o fator de reflectância de superfície, índices de vegetação, razão de bandas, um único canal da imagem (Steininger, 2000; Watzlawick, Kirchner e Sanquetta, 2009) ou até mesmo o resultado das transformações espectrais, tais como dados de textura (Barbier et al., 2010; Sarkere Nichol, 2011), componentes principais (Matos e Kirchner, 2008) ou modelos lineares de mistura espectral (Maciel, 2002; Matos e Kirchner, 2008).

Na segunda abordagem, as imagens são classificadas e conforme as densidades de vegetação em cada uma das classes, os fatores de expansão para a biomassa florestal são aplicados. Tem dois métodos básicos: os que envolvem só a classificação temática da floresta – método conhecido como

*Land Cover Classification* (LCC) ou aqueles que envolvem a inserção de outros parâmetros biofísicos da floresta – método conhecido como *Biomass from Cluster Labeling Using Structure and Type* (BioCLUST) (Labrecque et al. 2006).

Neste trabalho foi aplicado apenas o método radiométrico de análise de regressão para estimativa de biomassa e estoque de carbono em um fragmento de floresta ombrófila mista, localizado no município de São João do Triunfo/PR. O trabalho foi subdividido em três partes. Na primeira parte do trabalho foram revisados os princípios físicos que envolvem a interação da radiação eletromagnética com as plantas. Na segunda parte, foi descrito o estado da arte da aplicação do sensoriamento remoto para esta finalidade e, por fim, foi apresentado um estudo de caso desenvolvido na floresta ombrófila mista com o uso de dados ópticos de média resolução espacial para estimativa de biomassa e estoque de carbono.

## **2. INTERAÇÃO DA RADIAÇÃO ELETROMAGNÉTICA (REM) COM A VEGETAÇÃO**

A radiação eletromagnética ao incidir sobre uma superfície vegetal apresenta três fenômenos físicos básicos que descrevem os processos desta interação, são eles: reflexão, transmissão e absorção (Equação 1). Segundo Jones e Vaughan (2010), a magnitude destes fenômenos depende não somente do comprimento de onda, mas também da estrutura e das características químicas do vegetal, como a composição, a idade, a espessura e o conteúdo hídrico.

$$1 = \rho + \tau + \alpha \quad (1)$$

Os três termos gregos da Equação 1 definem a fração de reflectância ( $\rho$ ), de transmitância ( $\tau$ ) e de absortância ( $\alpha$ ) do material, em função da energia total incidente. Dentre estes fenômenos, o da reflexão é o de mais fácil registro pelos sensores remotos e, frequentemente, aquele mais estudado pelos pesquisadores da área de sensoriamento remoto. A magnitude da reflexão ao longo dos diferentes comprimentos de onda é o que se define como “comportamento espectral” de um objeto-alvo.

Sendo assim, a vegetação possui comportamento espectral bastante distinto, quando for analisada a reflexão da REM nas diferentes regiões ópticas do espectro eletromagnético (Figura 1). No entanto, este comportamento possui uma similaridade muito peculiar em todas as plantas saudas (Bowker et al. 1985; Ponzoni e Shimabukuro, 2009).

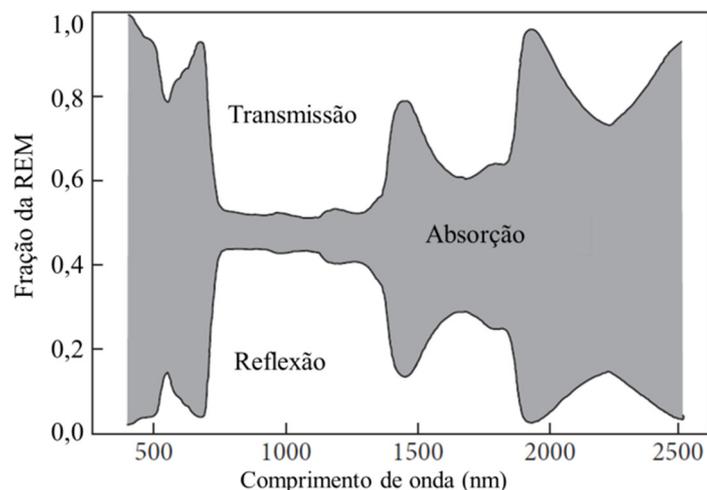


Figura 1: Padrão típico de absorção, reflexão e transmissão da REM em uma folha verde sadia. Fonte: Adaptado de Jones e Vaughan, (2010).

A radiação eletromagnética incidente, correspondente à região visível do espectro eletromagnético (0,40 – 0,72  $\mu\text{m}$ ) interage, especialmente, com os pigmentos presentes nos cloroplastos, como xantofilas (29%), carotenoides (6%) e clorofila (65%) (Gates et al., 1965). Por ser a porção da REM vital para as plantas – participa ativamente no processo de fotossíntese – esta região do espectro possui baixa reflectância e transmitância espectral, todavia apresenta alta absortância<sup>1</sup>.

Na região do infravermelho próximo (0,73 – 1,10  $\mu\text{m}$ ) predominam-se a reflexão e a transmissão do total da REM incidente, proporcionadas pelos componentes estruturais das folhas, como o mesófilo paliçádico e esponjoso (Jensen, 2009). Segundo Ponzoni e Shimabukuro (2009), a forma e a

<sup>1</sup> A vegetação absorve com maior intensidade os comprimentos de onda do azul e do vermelho e com menor intensidade o comprimento de onda do verde e, por isso, enxerga-se a vegetação sadia na cor verde.

densidade destes componentes estruturais é o que define a intensidade de transmissão e de reflexão da REM.

Em comprimentos de onda maiores que 1,10  $\mu\text{m}$  até 2,5  $\mu\text{m}$  a absorção da REM aumenta acentuadamente, enquanto decaem a reflexão e a transmissão espectral, causadas pelo conteúdo hídrico presente na estrutura foliar (Bowker et al., 1985). Proteínas, celulose e lignina também contribuem na absorção da REM neste intervalo espectral (Jacquemoud et al., 1996).

Ao se ampliar a escala de observação, da superfície foliar para os dosséis vegetais<sup>2</sup>, a complexidade da interação da REM com a vegetação aumenta significativamente (Ponzoni e Shimabukuro, 2009). A reflexão REM de dosséis depende das propriedades radiativas dos componentes individuais da vegetação (folhas, galhos, tronco, água, sombra) e da arquitetura da copa (Jones e Vaughan, 2010).

Além disso, conforme Norman, Welles e Walter (1985) a geometria de aquisição dos dados em dosséis vegetais é diferente da geometria obtida em folhas singulares, a qual passa a ter papel muito importante nos valores de radiância registrados pelos sistemas sensores.

Na geometria de aquisição de dados espectrais de folhas singulares, as folhas são vistas em uma só direção, mediante o uso de esferas integradoras<sup>3</sup>, onde se obtém o Fator de Reflectância Direcional Hemisférica; em dosséis vegetais, existem duas geometrias bem definidas, uma de iluminação (fonte) e outra de visada (sensor), reconhecidas como Fator de Reflectância Bidirecional – BRDF (*Bidirectional Reflectance Distribution Function*) (Kimes, 1984).

A luz solar ao incidir sobre um dossel vegetal está esquematicamente representada pela Figura 2. A irradiação solar pode ser diretamente refletida de volta para a atmosfera pela superfície da folha (A). Uma pequena fração da radiação incidente pode ser transmitida através da folha ou também ser

---

<sup>2</sup> Dossel vegetal é o estrato superior de uma superfície vegetada. Este termo é muito empregado em sensoriamento remoto por ser o alvo primeiro a interagir com a REM.

<sup>3</sup> Como o nome já diz, esferas integradoras são esferas que integram a luz com a finalidade de eliminar a anisotropia da reflexão e detectar as propriedades espectrais de alvos. São comumente utilizadas em estudos de espectrorradiometria e comportamento espectral de alvos.

refletida novamente para a atmosfera em uma segunda camada de folhas (B) e, eventualmente, terceira camada de folhas (C). Similarmente, parte da contribuição da radiação refletida pode envolver o solo (D).

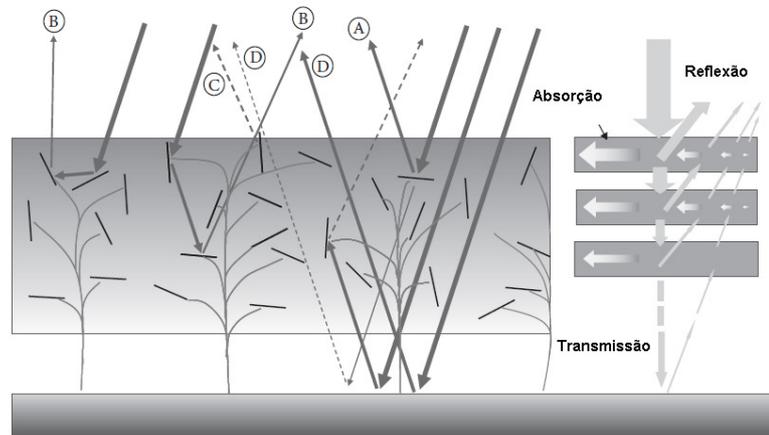


Figura 2: Representação da interação da REM com um dossel vegetal, mostrando os múltiplos eventos de espalhamento (a); Representação do dossel vegetal tratado como um conjunto de finas camadas (folhas), onde a radiação transmitida é atenuada pela absorção e transmissão das múltiplas camadas e o fluxo de radiação que volta à atmosfera é a soma da radiação espalhada pelas múltiplas camadas (b) (Jones e Vaughan, 2010).

Nota-se que a característica dominante na reflexão e na transmissão da radiação pelos dosséis florestais é o número de camadas de folhas, denominado Índice de Área Foliar (IAF). Este é definido como a área foliar por unidade de área superficial (Jordan, 1969). A influência do número de camadas de folhas, ou IAF, nos fenômenos de transmissão, absorção e reflexão da REM em um dossel vegetal pode ser analisada pela Figura 3.

Pela Figura 3, verifica-se que a reflectância aumenta assintoticamente com o aumento do número de camadas de folhas do dossel até atingir um valor de saturação de IAF, em torno de 8. A transmitância e a absortância são saturadas mais lentamente (Jones e Vaughan, 2010).

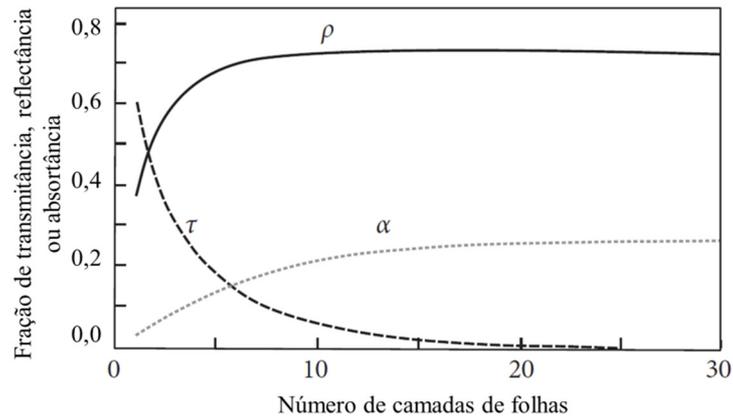


Figura 2: Efeito do aumento de camada de folhas na transmissão ( $\tau$ ), absorção ( $\alpha$ ) e reflexão ( $\rho$ ) da REM pelas folhas. Modificado de Jacquemoud e Baret (1990).

De forma simplificada, as múltiplas camadas de folhas do dossel irão absorver uma maior quantidade de radiação na região do visível, devido a maior oferta de pigmentos fotossintetizantes, se comparadas às folhas isoladas e; a reflexão será maior na região do infravermelho próximo por conta do espalhamento múltiplo<sup>4</sup> causado pela sobreposição foliar (Ponzoni e Suimabukuro, 2009).

Sendo assim, a maior parte dos Índices de Vegetação (IVs) é baseada nessa premissa básica de que a diferença ou a razão entre esses intervalos de comprimento de onda espectrais - visível e infravermelho próximo – está diretamente relacionada com a densidade vegetal presente (Rouse et al., 1973). Analogamente, maiores valores de IVs e, conseqüentemente, de densidades vegetais encontradas caracterizariam maiores valores de biomassa. Contudo, esta relação empírica<sup>5</sup> nem sempre é válida e em alguns casos não é linear (Frank e Karn, 2003; Myneni et al., 1995). Além disso, há o efeito da saturação do índice de área foliar, discutido anteriormente (Jones e Vaughan, 2010; Ponzoni e Shimabukuro, 2009).

<sup>4</sup> Espalhamento múltiplo é o fenômeno de transmissão + reflexão da REM ocasionada pela sobreposição de múltiplas camadas de folhas em um dossel vegetal.

<sup>5</sup>A correlação entre os índices de vegetação e os parâmetros biofísicos é dita empírica, pois é formulada sem levar em conta todos os fenômenos físicos envolvidos na interação da REM com as plantas.

Apesar destas incoerências, diversos autores têm relatado a plausível e empírica correlação entre os índices de vegetação e as variáveis descritivas da vegetação, tais como o IAF, a biomassa e os parâmetros fisiológicos (Le Maire et al., 2011; Myneni et al., 1995; Roy e Ravan, 1996; Steininger, 2000).

### **3. ESTADO DA ARTE**

Na literatura, diferentes tipos de imagens têm sido usados para estimar a biomassa e estoques de carbono florestal, por meio de dados de sensores remotos (Koch, 2010). Radar interferométrico e LiDAR (*Light Detecting and Range*) são as mais promissoras técnicas para estimativas de biomassa florestal (Hyypä et al., 2000; Freitas e Shimabukuro, 2007) e é sabido que dados ópticos não alcançam o mesmo nível de acurácia (Patenaude et al., 2005). Entretanto, estimativas de biomassa ao longo do tempo e em grandes áreas não podem ser satisfeitas por técnicas de sensoriamento remoto ativos, devido ao alto custo envolvido, significando que a solução por imagens ópticas são ainda essenciais (Franklin, 2001; Powell et al., 2010).

Em virtude de algumas limitações da correlação direta entre índices de vegetação e a biomassa florestal com o uso de dados ópticos (Labrecque et al., 2006; Lu, 2006), estes têm-se demonstrado interessantes quando combinados com outros dados, como por exemplo, dados climáticos (Baccini et al., 2004; Main-Knorn et al., 2011), biofísicos (Brown, 2002; Wulder et al., 2008), de textura (Proisy; Coutron; Fromard, 2007; Sarkere Nichol, 2011) e multitemporais (Le Maire et al., 2011) para se alimentar os modelos.

Recentemente, outros autores tem verificado um aumento na precisão das estimativas de biomassa florestal com o uso de dados provenientes de multisensores, conciliando dados ópticos de alta resolução espacial com dados de radar (Häme et al., 2010; Hou; Xu; Tokola, 2011; Tokolae Hou, 2012), com dados de laser aerotransportado (Asner, 2009; Swatantran, 2011) ou com dados hiperespectrais (Clark et al., 2011; Koch, 2010).

Entretanto, imagens de alta resolução espacial (<10m), como o QuickBird e o IKONOS, para estimativa de biomassa florestal, são limitadas a pequenas áreas, pois têm a desvantagem de necessitar de um grande volume

de dados, exigindo laborioso tempo no processamento digital destas imagens. Por último, e não menos importante, as imagens de alta resolução espacial ainda possuem alto custo de aquisição. Justificando-se o porquê do uso intensivo de imagens de média resolução espacial (10 – 100m) para esta finalidade (Lu, 2006).

De modo análogo, o uso de imagens de média resolução espacial para estimativas de biomassa e estoque de carbono em nível nacional ou global, torna-se inviável. Sensores de baixa resolução espacial (p.ex. MODIS) podem realizar esta ponte para áreas de florestas que sejam bastante homogêneas (Muukkonen e Heiskanen, 2007), mas não em áreas muito fragmentadas, por consequência da mistura espectral e da baixa acurácia destas estimativas. Assim, a análise em multiescala combinando dados de alta, média e baixa resolução espacial com dados de campo poderia aumentar a precisão das estimativas de biomassa e carbono florestal em nível nacional ou global (Lu, 2006). Há que se ter um equilíbrio entre o nível de precisão aceitável e os custos necessários para realizar trabalhos desta natureza.

#### **4. ESTUDO DE CASO – FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

O trabalho teve como objetivo estimar a biomassa e o estoque de carbono de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista (FOM) utilizando-se de dados provenientes de três sensores de média resolução espacial: ASTER, TM e LISS, correlacionando-os com dados biofísicos *in situ*.

A área de estudo está inserida na Estação Experimental de São João do Triunfo (EESJT), de propriedade da Universidade Federal do Paraná (UFPR), objeto do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) Sítio 9 – Floresta com Araucária e suas Transições, localizada em São João do Triunfo, região centro-sul do estado do Paraná, a 125 km de Curitiba, com as coordenadas centrais 25°41'20''S e 50°09'45''W (Figura 4). O local tem cerca de 30 hectares de área de floresta natural e altitude média de 780 metros acima do nível médio do mar (Durigan, 1999).

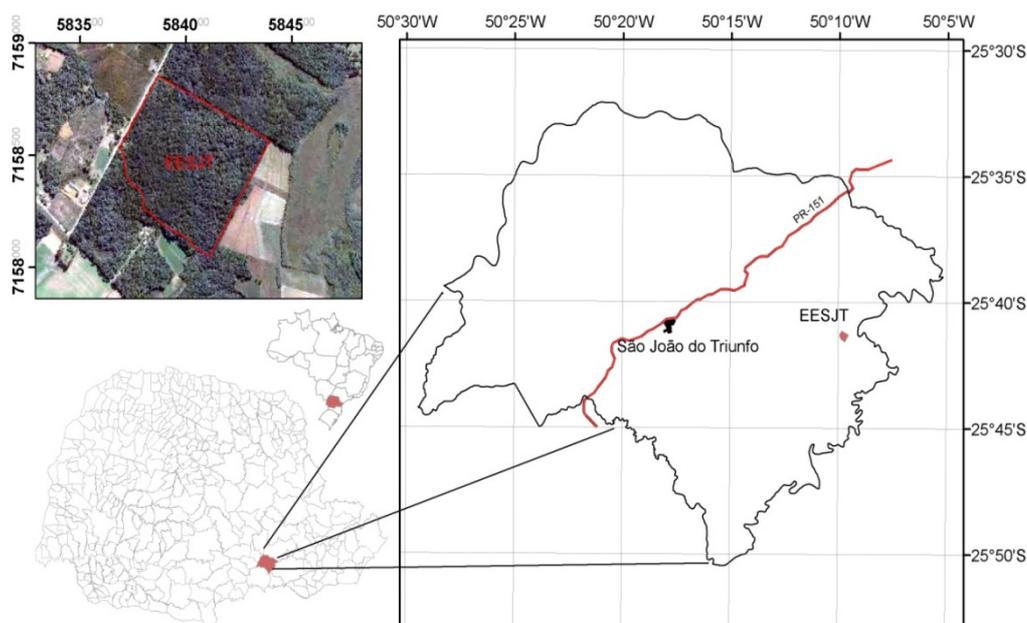


Figura 4: Localização geográfica da Estação Experimental de São João do Triunfo. No canto superior esquerdo, uma composição colorida verdadeira da estação experimental.

Segundo a classificação climática de Köppen o clima é Cfb - clima temperado propriamente dito; temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C, com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida (IAPAR, 2000).

A vegetação foi descrita como Floresta Ombrófila Mista Montana, típica de altitudes médias de 400 m até mais ou menos 1000 metros, segundo as adaptações de Velloso et al. (1991) para a classificação da vegetação brasileira (IBGE, 1992). A FOM é uma das sete fitofisionomias do Bioma Mata Atlântica e possui esta denominação por ser uma floresta úmida, com chuvas uniformemente distribuídas ao longo do ano, do grego: *ombros* = chuva (Leite e Klein, 1990) e de caráter misto, pois alude à coexistência de coníferas (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntz) e de folhosas, angiospermas dicotiledôneas, na estrutura da vegetação (Marchiori, 2006).

Segundo Carvalho (1994), esta formação cobria originalmente cerca de 200.000 km<sup>2</sup> do Brasil (40% ocorrendo no estado do Paraná). Atualmente, conforme o levantamento do ProBIO para o ano base de 2002, esta tipologia

florestal cobre 20.000 km<sup>2</sup> do estado do Paraná; cerca de 10% do Estado. Na Figura 5, observa-se a o município de São João do Triunfo inserido nas diferentes regiões fitogeográficas do Estado do Paraná.

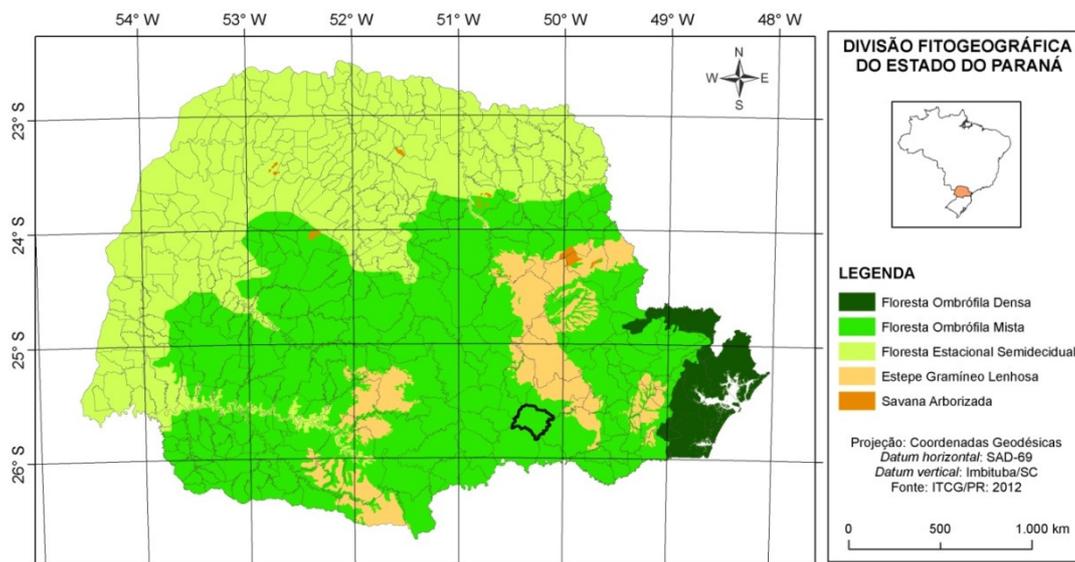


Figura 5: Divisão Fitogeográfica do estado do Paraná.

#### 4.1 Dados de Campo

Os dados de campo são provenientes de parcelas permanentes do PELD Araucária. Este programa está vinculado ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e tem como objetivo a realização de pesquisas que visem à conservação e ao monitoramento dos principais ecossistemas brasileiros.

As parcelas permanentes, quadráticas, de um hectare de área, estão distribuídas em quatro lugares distintos da estação experimental, englobando diferentes sítios ambientais e são comumente conhecidas como: parcela Imbuia, parcela Araucária, parcela Fogo e parcela Rio. Apenas a parcela Rio possui 0,5 hectares, pois é cortada pelo Rio do Bromado (Figura 6).

As parcelas Imbuia e Araucária possuem esta denominação por conterem na sua composição florística a predominância das espécies *Ocotea porosa* (Mez.) L. Barroso e *Araucaria angustifolia*, respectivamente, no dossel florestal. A parcela Fogo está localizada em uma área com registro de incêndio em 1982 (Schaaf, 2001), enquanto a parcela Rio está localizada próxima ao

Rio do Bromado, limite da EESJT. Estas características influenciam na composição e diversidade das espécies, assim como, nos valores de biomassa e de carbono florestal observados em cada parcela.

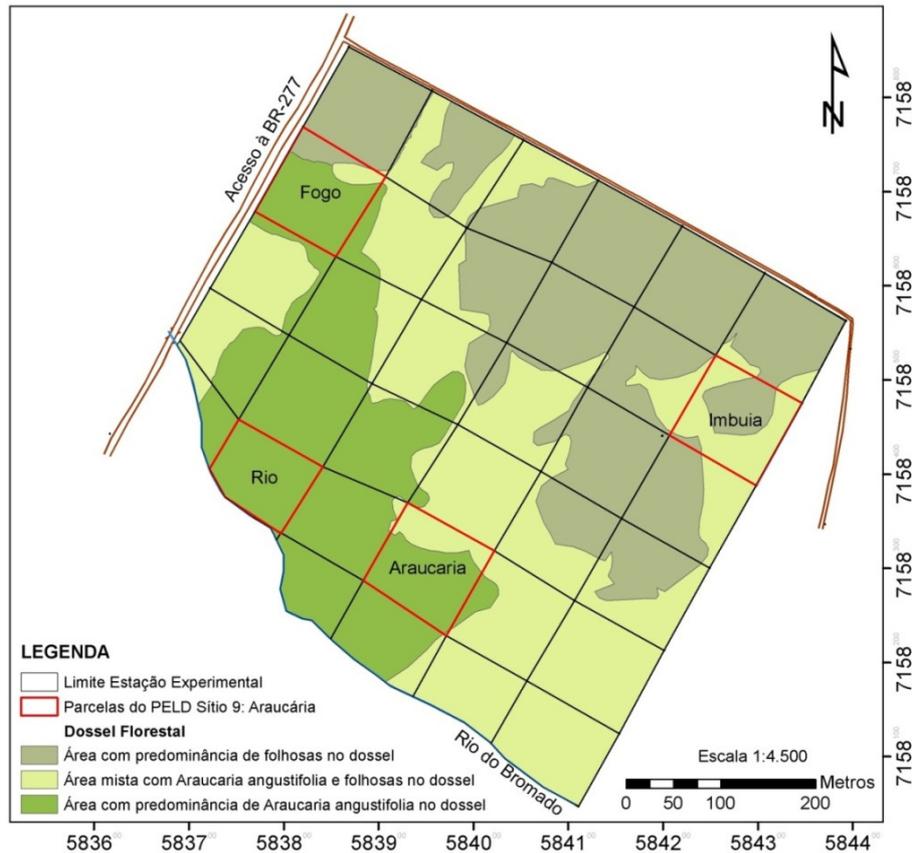


Figura 6: Mapa da localização das parcelas permanentes em função dos diferentes dosséis florestais predominantes.

O inventário florestal contínuo é realizado, durante o período de julho a agosto, a título do PELD, em todas as árvores cujas circunferências à altura do peito (CAP) sejam superiores a 30 cm. Todas as árvores são mapeadas e identificadas por seu respectivo número de placa, além de catalogadas por espécie e família botânica. Os pontos das árvores são salvos em formato *shapefile* e as informações contidas nos pontos, como nome e espécie, número de placa e DAP são registradas na tabela de atributos do respectivo *shapefile*.

#### 4.1.1 Dados biofísicos

A biomassa florestal acima do solo foi obtida por meio da equação alométrica ajustada por Ratuchne (2010), a partir do banco de dados de Watzlawick (2003) em uma FOM, localizada em General Carneiro/PR (Eq. 2):

$$P = - 3,025 \times DAP + 0,425 \times DAP^2 + 0,006 \times (DAP^2 \times h) \quad (2)$$

Em que P = biomassa acima do solo, em kg; DAP = diâmetro à altura do peito, em cm; h = altura, em m.

Os teores de carbono (TC), por sua vez, foram definidos por espécie e grupos de espécies, estabelecidos com base nos dados observados por Watzlawick et al. (2004). Os TC encontrados pelos autores variaram de 380,57 g.kg<sup>-1</sup> a 430,60 g.kg<sup>-1</sup> de carbono para cada quilo de biomassa seca para as espécies de *Ocotea puberula* (Rich.) Nees (canela-guaicá) e *Dicksonia sellowiana* Hook. (xaxim), como mínimo e máximo, respectivamente. Estes valores específicos foram usados para se calcular o estoque de carbono atual da FOM, multiplicando-se a biomassa florestal acima do solo pelos teores de carbono em cada um dos indivíduos.

Os valores de biomassa e carbono florestal estimados no inventário do PELD, para os anos de 2010 e 2011, estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1: Estatísticas médias observadas para as variáveis biomassa e carbono, nos anos de 2010 e 2011, nas quatro parcelas permanentes do PELD.

	Biomassa		Carbono	
	2010	2011	2010	2011
Nº de árvores	960	960	960	960
Mínimo (kg)	4,83	4,83	1,93	1,93
Máximo (kg)	16.157,01	16.772,48	6829,08	7089,22
Soma (t/ha)	217,75	219,51	90,19	90,93
Média (kg)	234,31	236,00	96,99	97,71
Desvio Padrão (kg)	561,52	572,03	233,89	238,33

## **4.2 Dados espectrais**

Os dados espectrais são oriundos dos sensores ASTER (*Advanced Space borne Thermal Emission and Reflection Radiometer*), LISS (*Linear Imaging Self-scanning Sensor*) e TM (*Thematic Mapper*), que operam nas faixas do visível e infravermelho próximo do espectro eletromagnético.

O sensor ASTER a bordo do satélite Terra (EOS AM-1) é um instrumento de pesquisa de cooperação entre a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e o Ministério de Comércio Internacional e Indústria do Japão (Aster, 2012). O ASTER é um sensor multiespectral de média resolução espacial com três subsistemas operando em diferentes regiões espectrais, denominadas: visível (VIS), infravermelho próximo (IVP), infravermelho de ondas curtas (SWIR) e infravermelho termal (TIR) (Yamaguchi et al., 1998). Uma cena ASTER VIS-IVP cobre uma superfície de 60 x 60 km de área e tem 15 metros de resolução espacial.

O LISS III, terceira geração, é um instrumento do tipo *Charge Couple Device* (CCD), que usa tecnologia de arranjo linear para o registro das imagens. A faixa de imageamento do LISS III é de 141 km para as bandas 2, 3 e 4 e de 148 km para a banda do SWIR. As bandas do sensor LISS III são praticamente idênticas às do TM, a bordo do Landsat5 (Jensen, 2009).

O Sensor TM é um instrumento óptico mecânico do tipo *whiskbroom*, a bordo dos satélites Landsat 4 e 5, que registra a energia eletromagnética refletida da região do visível, infravermelho próximo e médio do espectro eletromagnético, além da região emitida do termal (Jensen, 2009). Uma cena do sensor TM cobre uma superfície de 185 x 170 km de área. As características destes três sistemas sensores utilizados estão descritas na Tabela 2.

### **4.2.1 Processamento Digital das Imagens**

Nas três cenas adquiridas, foram realizados os seguintes processamentos digitais: transformação radiométrica dos dados, correção atmosférica, geração de índices de vegetação e georreferenciamento.

A transformação radiométrica consistiu na conversão dos números digitais da imagem em radiância aparente ou radiância no topo da atmosfera. Segundo Ponzoni e Shimabukuro (2009) esta conversão não é igual para cada uma das bandas do sensor, mas é função dos valores máximo e mínimo de radiância de cada um dos detectores (calibração pré-lançamento), específicos em cada um dos intervalos de comprimento de onda ou bandas (Chander et al., 2009).

Tabela 2: Características dos subsistemas visível e infravermelho próximo dos sensores ASTER, LISS e TM.

Sensor	Banda	Resolução				Data de Aquisição
		Espectral ( $\mu\text{m}$ )	Espacial (m)	Radiométrica	Temporal	
ASTER	1	0,52 - 0,60	15	8 bits	16 dias	02/11/2010
	2	0,63 - 0,69				
	3N	0,78 - 0,86				
	3B	0,78 - 0,86				
LISS III	2	0,52 - 0,59	23,5	7 bits	24 dias	02/09/2010
	3	0,62 - 0,68				
	4	0,77 - 0,86				
TM	1	0,45 - 0,52	30	8 bits	16 dias	28/10/2011
	2	0,52 - 0,60				
	3	0,63 - 0,69				
	4	0,76 - 0,90				

Fonte: Jensen (2009)

Entretanto, a radiância não é a variável física apropriada para a caracterização espectral dos alvos na superfície terrestre, porque é dependente da intensidade de irradiância da fonte (Sol) em determinado comprimento de onda e da geometria de aquisição da imagem (sensor), que envolve o ângulo solar zenital e a distância do Sol-Terra – ambos os fatores influenciados pela época do ano de aquisição dos dados (Ponzoni e Shimabukuro, 2009). Em virtude disto, os valores de radiância no topo da atmosfera foram transformados para fator de reflectância bidirecional aparente (FRBa) em cada uma das bandas nos três sistemas sensores pela seguinte formulação (Eq. 3):

$$\rho_a = (\pi \cdot L_{toa}(\lambda) \cdot d^2) / (E_{sun}(\lambda) \cdot \cos\theta) \quad (3)$$

Em que  $\rho_a$  = reflectância aparente, adimensional;  $L_{toa}(\lambda)$  = radiância no topo da atmosfera em determinado comprimento de onda, em  $\text{m.W.cm}^{-2}.\text{sr}^{-1}$ ;  $d^2$

= distância Sol-Terra, em unidades astronômicas;  $E_{sun}(\lambda)$  = irradiância solar em determinado comprimento de onda, em  $m.W.cm^{-2}$ ;  $\theta$  é o ângulo zenital solar.

Ainda, intrínsecos ao valor da FRBa há o efeito da atmosfera sobre os valores registrados pelos sensores, que é distinto para cada data de aquisição (Song et al. 2001). A correção atmosférica consistiu na conversão da FRBa para reflectância de superfície em cada uma das bandas e sensores, a partir do modelo de redução atmosférica por transferência radiativa MODTRAN – *Moderate spectral resolution atmospheric transmittance algorithm* (Adler-Goldman et al. 1999).

Com base nas imagens de reflectância, alguns índices de vegetação (IV) foram gerados. Os IVs utilizados neste trabalho estão listados na Tabela 3. Devido aos sensores ASTER e LISS não registrarem a energia correspondente à região do azul do espectro eletromagnético, esta foi substituída pela do verde nos três sensores.

Tabela 3: Índices de Vegetação utilizados no estudo,  $\rho_{Verm}$ ,  $\rho_{Verde}$ ,  $\rho_{Azul}$  e  $\rho_{IVP}$  são as reflectâncias na região do vermelho, verde, azul e infravermelho próximo, respectivamente.

Índice Vegetação	Fórmula	Referência
SR - Razão Simples	$\rho_{IVP} / \rho_{Verm.}$	BirtheMcVey (1968)
NDVI – Diferença Normalizada	$(\rho_{IVP} - \rho_{Verm.}) / (\rho_{IVP} + \rho_{Verm.})$	Rouse et al. (1974)
TVI - Triangular	$(0,5 (120(\rho_{IVP} - \rho_{Verde}))) - 200(\rho_{Verm.} - \rho_{Verde})$	Broge e Leblanc (2000)
SAVI - Ajustado ao Solo	$((1+L)(\rho_{IVP} - \rho_{Verm.})) / (\rho_{IVP} + \rho_{Verm.} + L)$ , onde $L = 0,5$	Huete (1998)
EVI <sub>mod</sub> - Realçado modificado <sup>1</sup>	$G ((\rho_{IVP} - \rho_{Verm.}) / (\rho_{IVP} + C1 \rho_{Verm.} + \rho_{Azul} C2 + L))(1+L)$ , onde G, C1, C2 e L têm valores empíricos de 2,5; 6; 7,5 e 1, respectivamente.	Huete et al. (2002)

Fonte: Jensen (2009).

Nota: (1) A banda de reflectância do azul foi substituída pela banda do verde, nos três sensores.

Por fim, as imagens reflectância foram co-registradas com o polígono georreferenciado da estação experimental e as unidades amostrais (UA), em nível de pixel, correspondem à dimensão de um pixel da imagem. Os dados

biofísicos, portanto, representam a quantidade de biomassa e estoque de carbono florestal presente nos indivíduos contidos dentro deste pixel de resolução.

#### **4.3 Metodologia da pesquisa**

A metodologia envolveu as seguintes etapas: análise das correlações e desenvolvimento da análise das regressões, validação dos modelos de regressão e resultado das estimativas.

O tratamento estatístico inicial consistiu na análise de correlação entre os dados biofísicos e os dados espectrais ( $r$ ). O desenvolvimento da análise de regressão baseou-se nas relações empíricas existentes entre os dados espectrais, tratados como variáveis independentes e as variáveis biofísicas, tratadas como variáveis dependentes. A validação das regressões foi efetuada pelas seguintes estatísticas: coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e coeficiente de determinação ajustado ( $R^2aj$ ), erro padrão da estimativa ( $Syx$ ), erro padrão da estimativa relativo ( $Syx\%$ ) e análise dos resíduos da regressão.

A precisão das estimativas de biomassa e estoque de carbono foi testada comparando-se os valores estimados pelo inventário do PELD, em toneladas por hectare, com os valores estimados pelas diferentes equações ajustadas nos diferentes sensores. Por fim, inventariou-se o carbono estocado na FOM da área de estudo, mediante a equação alométrica que melhor descreveu as variações desta variável.

### **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Na Tabela 4, tem-se a matriz de correlação entre as variáveis biofísicas e espectrais dos dados do sensor ASTER. Verifica-se pela tabela 4 que as correlações não foram significativas e que em geral as variáveis espectrais apresentaram fracas correlações negativas com as variáveis biofísicas. Os mais altos valores de  $r$  foram encontrados com a banda do infravermelho próximo ( $\rho$  IVP) e com o índice de vegetação melhorado modificado (EVI<sub>mod</sub>).

Tabela 4: Matriz de correlação entre as variáveis biofísicas e as variáveis espectrais. Em negrito, as mais altas correlações.

	Biomassa	Carbono	$\rho$ Verde	$\rho$ Vermelho	$\rho$ IVP	SR	NDVI	TVI	SAVI
$\rho$ Verde	-0,01	-0,05							
$\rho$ Vermelho	-0,10	-0,14	0,60						
$\rho$ IVP	<b>-0,20</b>	<b>-0,23</b>	0,83	0,57					
SR	-0,03	-0,01	-0,15	-0,80	0,01				
NDVI	0,02	0,04	-0,15	-0,83	-0,02	0,98			
TVI	-0,16	-0,19	0,87	0,48	0,99	0,11	0,08		
SAVI	-0,21	-0,25	0,82	0,50	1,00	0,10	0,06	0,99	
EVImod	<b>-0,24</b>	<b>-0,27</b>	0,73	0,42	0,98	0,18	0,14	0,97	0,99

Em estudo semelhante, Heiskanen (2006) encontrou fortes correlações negativas entre as bandas do verde ( $\rho$  Verde) e do vermelho ( $\rho$  Vermelho) do sensor ASTER ( $r = -0,70$  e  $r = -0,83$ , respectivamente) e a biomassa de uma Floresta Montanhosa Subalpina de Bétulas. Porém, estas altas correlações podem ser atribuídas ao fato de a floresta subalpina conter valores de no máximo  $33,26 \text{ t.ha}^{-1}$  de biomassa, enquanto a FOM estudada apresenta, em média,  $219,51 \text{ t.ha}^{-1}$ . Muukkonen e Heiskanen (2005) encontraram valores de  $r = -0,69$ ,  $r = -0,60$  e  $r = -0,62$ , para as bandas 1, 2 e 3N (ASTER), respectivamente, e a biomassa florestal de um Floresta Boreal na Finlândia, com valores de biomassa variando de  $1 - 388 \text{ t.ha}^{-1}$  e média de  $105 \text{ t.ha}^{-1}$ .

A baixa correlação entre as variáveis neste estudo pode ser resultado da saturação dos índices espectrais, que ocorre quando o aumento nos valores de biomassa não reflete necessariamente em um aumento nos valores de reflectância da resposta espectral desta vegetação (Jones e Vaughan, 2010; Lu, 2006; Patenaude et al., 2005).

A correlação negativa entre as variáveis biofísicas e espectrais é típica de coníferas (Muukkonen e Heiskanen, 2005), pois como reportaram alguns autores, as múltiplas camadas de copas e as pequenas superfícies formadas

pelas acículas diminuem a reflectância, à proporção que se aumenta a estrutura vertical da floresta e o efeito de sombreamento (Ärdo, 1992; Häme et al., 1997). Lillesand, Kiefer e Chipman (2007) comentam que as espécies folhosas têm normalmente maiores valores de reflectância tanto na região do infravermelho próximo quanto na região do vermelho, pois apresentam maior variabilidade de pigmentos e estruturas celulares. A dificuldade de avaliar a resposta espectral da FOM reside no fato de ser característica desta tipologia florestal a coexistência de coníferas e folhosas e a resposta espectral, portanto, ser composta por uma mistura de ambas.

#### *A questão da escala de observação do fenômeno*

A baixa correlação observada na Tabela 4 entre as variáveis biofísicas e espectrais do sensor ASTER pode estar associada à escala de observação<sup>6</sup> e não somente a inexistência de covariância entre estas variáveis, uma vez que a variabilidade dos dados observada em uma escala não é a mesma da observada em outra escala (Curran e Atkinson, 1999).

Segundo Cassol, Saldanha e Kuplich (2012), os fenômenos físicos e biofísicos, tais como as reflectâncias dos alvos vegetais registradas pelo sensor e os valores de biomassa mensurados em campo, ocorrem sobre uma ampla variação de escalas. Na maior delas, podemos visualizar a biomassa de uma folha singular como resultado da resposta espectral detectada por um sistema sensor, assim como, em uma escala menor, podemos visualizar a biomassa florestal contida em todo um Bioma como resultado da mistura espectral de todos os componentes vegetais que o formam.

Sendo assim, a principal questão seria: Qual a escala ideal para as observações remotas que trará respostas mais significativas sobre as variáveis usadas como indicadores do fenômeno estudado? A incerteza envolvendo a escala de observação e a ampliação de dados de sensoriamento remoto de grandes para pequenas escalas espaciais é relatada pela não linearidade da resposta espectral observada pela ampliação da escala, assim como, pela heterogeneidade do sítio florestal estudado (Jones e Vaughan, 2010).

---

<sup>6</sup> A definição de escala de observação é análoga à da resolução espacial (Woodcok e Strahler, 1987).

### *Ampliação da escala (Up-scaling)*

*Up-scaling* ou *aggregation* é o processo de combinar dados de alta resolução dentro de alguns pixels; este processo pode envolver a redução da resolução espacial ou temporal, também chamado de degradação (Jones e Vaughan, 2010). Bian e Butler (1999) citam que imagens com alta resolução espacial precisam ser agregadas para que a representação das características espaciais, como padrões e correlações, seja correspondente à escala de observação da variável estudada. Porém, a escala de observação adequada nem sempre é intuitiva, mas sim função do comportamento espacial da variável, i.e., da continuidade espacial do fenômeno (Collins e Woodcock, 1999). Na literatura, este problema é conhecido como *Modifiable Areal Unit Problem* – MAUP (Currane Atkinson, 1999) ou problema da unidade de área modificável.

Além de diminuir a variância dos dados, a degradação da resolução espacial consiste em diminuir a contribuição do erro de registro da imagem e da alocação das parcelas (Heiskanen, 2006), bem como, em diminuir a influência do efeito de heterogeneidade espacial local, ou seja, a variabilidade não explicada pelo fenômeno físico (Cassol, Saldanha e Kuplich, 2012). Esta pressuposição se assemelha ao efeito pepita empregado pela ciência geoestatística, que mede o tanto de variabilidade que não é decorrente da escala espacial (Goodine Henebry, 2002).

Dessa forma, a dimensão do pixel da imagem ASTER de 15m foi degradada para duas resoluções espaciais menores, 30m e 45m, agregando 2x2 e 3x3 pixels, respectivamente, com o intuito de melhor compreender a escala de observação do fenômeno. Na Tabela 5, tem-se a matriz de correlação dos dados com as duas resoluções espaciais degradadas. Nota-se que, de fato, a degradação da resolução espacial resultou em um incremento nos valores dos coeficientes de correlação. Assim, a banda do verde ( $\rho_{\text{Verde}}$ ) e o índice de vegetação triangular (TVI) foram significativos ao nível  $\alpha = 0,01$ , enquanto a banda do infravermelho próximo ( $\rho_{\text{IVP}}$ ) e os índices de vegetação ajustado ao solo (SAVI) e melhorado modificado (EVI<sub>mod</sub>) foram significativos ao nível  $\alpha = 0,05$ .

No entanto, ao contrário do que poderia se supor, o aumento dos valores de  $r$  em virtude da contínua agregação espacial dos dados não ocorre linearmente, mas decresce à medida que informações espaciais fisicamente distintas são agregadas dentro de um único pixel (Woodcock e Strahler, 1987). Neste caso, a resolução espacial de 45m resultou em um decréscimo nos valores de  $r$  e na não significância das correlações.

Tabela 5: Matriz de correlação entre as variáveis biofísicas e as variáveis espectrais, nas três resoluções espaciais degradadas. Em negrito, os maiores coeficientes.

	ASTER 15m		ASTER 30m		ASTER 45m	
	Biomassa	Carbono	Biomassa	Carbono	Biomassa	Carbono
$\rho$ Verde	-0,01	-0,05	<b>0,55<sup>1</sup></b>	<b>0,56<sup>1</sup></b>	0,42	0,43
$\rho$ Vermelho	-0,10	-0,14	0,16	0,18	0,16	0,17
$\rho$ IVP	<b>-0,20</b>	<b>-0,23</b>	0,52 <sup>2</sup>	0,52 <sup>2</sup>	<b>0,50</b>	<b>0,50</b>
SR	-0,03	-0,01	0,20	0,18	0,33	0,31
NDVI	0,02	0,04	0,22	0,20	0,35	0,33
TVI	-0,16	-0,19	<b>0,57<sup>1</sup></b>	<b>0,57<sup>1</sup></b>	<b>0,50</b>	<b>0,51</b>
SAVI	-0,21	-0,25	0,52 <sup>2</sup>	0,52 <sup>2</sup>	<b>0,50</b>	<b>0,50</b>
EVImod	<b>-0,24</b>	<b>-0,27</b>	0,49 <sup>2</sup>	0,49 <sup>2</sup>	<b>0,52</b>	<b>0,52</b>

Nota:(1) Significativo ao nível  $\alpha = 0,01$ ;(2) Significativo ao nível  $\alpha = 0,05$ ;

Tendo em vista que a resolução espacial do sensor ASTER degradada para 30m foi a resolução que se mostrou mais apropriada para se estimar as variáveis biofísicas, uma segunda abordagem foi realizada. Nesta segunda abordagem foi avaliada a aplicabilidade dos sensores LISS III e TM, que possuem resolução espacial na mesma ordem de grandeza do sensor ASTER 30m, para a estimativa de biomassa e estoque de carbono florestal na área de estudo.

#### *Comparação entre os sensores ASTER, LISS e TM*

A matriz de correlação da Tabela 6 mostra o grau de associação entre as variáveis biofísicas e as variáveis espectrais, transformadas ou não para escala logarítmica, nos três sensores avaliados. A transformação das variáveis foi testada com o intuito de verificar se estas seriam mais bem descritas por equações de regressão não lineares (linearizadas), exponenciais e logarítmicas, do que por equações de regressões lineares.

No sensor ASTER 30m, como discutido anteriormente, a banda do verde e o índice TVI foram as variáveis mais significativas. Em geral, os sensores LISS e TM apresentaram coeficientes de correlação superiores àqueles encontrados no sensor ASTER 30m para estimar as variáveis biofísicas da FOM (Tabela 6).

Tabela 6: Matriz de correlação entre as variáveis espectrais e biofísicas - transformadas ou não - em cada um dos sensores. Em negrito, os coeficientes de correlação significativos ao nível  $\alpha = 0,01$ .

	ASTER 30m				LISS				TM			
	Bio	Carb	LnBio	LnCarb	Bio	Carb	LnBio	LnCarb	Bio	Carb	LnBio	LnCarb
$\rho$ Verde	<b>0,55<sup>1</sup></b>	<b>0,56<sup>1</sup></b>	0,47 <sup>2</sup>	0,47 <sup>2</sup>	0,05	0,05	0,00	0,00	0,10	0,10	0,13	0,13
$\rho$ Verm.	0,16	0,18	0,07	0,08	0,24	0,24	0,21	0,21	<b>-0,57<sup>1</sup></b>	<b>-0,57<sup>1</sup></b>	-0,51 <sup>2</sup>	-0,52 <sup>2</sup>
$\rho$ IVP	0,52 <sup>2</sup>	0,52 <sup>2</sup>	0,44 <sup>2</sup>	0,44 <sup>2</sup>	<b>0,71<sup>1</sup></b>	<b>0,72<sup>1</sup></b>	<b>0,65<sup>1</sup></b>	<b>0,65<sup>1</sup></b>	0,52 <sup>2</sup>	0,51 <sup>2</sup>	0,48 <sup>2</sup>	0,48 <sup>2</sup>
SR	0,20	0,18	0,24	0,23	0,36	0,36	0,34	0,34	<b>0,77<sup>1</sup></b>	<b>0,78<sup>1</sup></b>	<b>0,70<sup>1</sup></b>	<b>0,70<sup>1</sup></b>
NDVI	0,22	0,20	0,27	0,26	0,35	0,35	0,33	0,33	<b>0,67<sup>1</sup></b>	<b>0,67<sup>1</sup></b>	<b>0,62<sup>1</sup></b>	<b>0,62<sup>1</sup></b>
TVI	<b>0,57<sup>1</sup></b>	<b>0,57<sup>1</sup></b>	0,49 <sup>2</sup>	0,49 <sup>2</sup>	0,57	0,57	0,51	0,51	0,53 <sup>2</sup>	0,53 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>
SAVI	0,52 <sup>2</sup>	0,52 <sup>2</sup>	0,45 <sup>2</sup>	0,45 <sup>2</sup>	<b>0,72<sup>1</sup></b>	<b>0,72<sup>1</sup></b>	<b>0,66<sup>1</sup></b>	<b>0,66<sup>1</sup></b>	0,53 <sup>2</sup>	0,52 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>	0,49 <sup>2</sup>
EVI <sub>mod</sub>	0,49 <sup>2</sup>	0,49 <sup>2</sup>	0,43 <sup>2</sup>	0,43 <sup>2</sup>	<b>0,71<sup>1</sup></b>	<b>0,71<sup>1</sup></b>	<b>0,66<sup>1</sup></b>	<b>0,66<sup>1</sup></b>	<b>0,56<sup>1</sup></b>	<b>0,55<sup>1</sup></b>	0,52 <sup>2</sup>	0,51 <sup>2</sup>
Ln $\rho$ Verde	0,45 <sup>2</sup>	0,46 <sup>2</sup>	0,38	0,38	0,05	0,05	0,01	0,00	0,11	0,10	0,13	0,13
Ln $\rho$ Verm.	0,14	0,15	0,05	0,06	0,22	0,22	0,19	0,19	<b>-0,61<sup>1</sup></b>	<b>-0,61<sup>1</sup></b>	<b>-0,55<sup>1</sup></b>	<b>-0,56<sup>1</sup></b>
Ln $\rho$ IVP	0,50 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>	0,42	0,42	<b>0,72<sup>1</sup></b>	<b>0,72<sup>1</sup></b>	<b>0,66<sup>1</sup></b>	<b>0,66<sup>1</sup></b>	0,48 <sup>2</sup>	0,48 <sup>2</sup>	0,46 <sup>2</sup>	0,45 <sup>2</sup>
LnSR	0,21	0,19	0,26	0,24	0,35	0,35	0,33	0,33	<b>0,74<sup>1</sup></b>	<b>0,74<sup>1</sup></b>	<b>0,68<sup>1</sup></b>	<b>0,68<sup>1</sup></b>
LnNDVI	0,22	0,21	0,27	0,26	0,34	0,34	0,33	0,33	<b>0,66<sup>1</sup></b>	<b>0,66<sup>1</sup></b>	<b>0,62<sup>1</sup></b>	<b>0,62<sup>1</sup></b>
LnTVI	0,54 <sup>2</sup>	0,54 <sup>2</sup>	0,47 <sup>2</sup>	0,47 <sup>2</sup>	<b>0,56<sup>1</sup></b>	<b>0,56<sup>1</sup></b>	<b>0,50<sup>1</sup></b>	<b>0,50<sup>1</sup></b>	0,51 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>	0,48 <sup>2</sup>	0,48 <sup>2</sup>
LnSAVI	0,50 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>	0,43 <sup>2</sup>	0,43 <sup>2</sup>	<b>0,71<sup>1</sup></b>	<b>0,71<sup>1</sup></b>	<b>0,65<sup>1</sup></b>	<b>0,65<sup>1</sup></b>	0,51 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>	0,48 <sup>2</sup>	0,47 <sup>2</sup>
LnEVI <sub>mod</sub>	0,48 <sup>2</sup>	0,48 <sup>2</sup>	0,42	0,41	<b>0,70<sup>1</sup></b>	<b>0,71<sup>1</sup></b>	<b>0,65<sup>1</sup></b>	<b>0,65<sup>1</sup></b>	0,53 <sup>2</sup>	0,52 <sup>2</sup>	0,50 <sup>2</sup>	0,49 <sup>2</sup>

Nota:(1) Significativo ao nível  $\alpha = 0,01$ ;(2) Significativo ao nível  $\alpha = 0,05$ ;

No sensor LISS, foram significativas ao nível  $\alpha = 0,01$ , as variáveis  $\rho$ IVP, SAVI e EVI<sub>mod</sub>. Barati et al. (2011) observaram coeficientes de correlação semelhantes, na ordem de  $r = 0,72$  para os seguintes IVs: SAVI, NDVI, SR e MSAVI, gerados pelo sensor LISS e as classes de vegetação do Irã central. O maior valor de  $r$ , no entanto, ficou por conta do *Difference Vegetation Index* (DVI),  $r = 0,82$ .

No sensor TM, o índice razão simples (SR) foi o índice com o maior  $r$  encontrado com a biomassa e o carbono florestal (0,77 e 0,78, respectivamente), embora não tenha sido significativamente diferente do

encontrado com a banda do vermelho ( $\rho_{\text{Verm.}}$ ), com o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e com índice de vegetação realçado modificado (EVI<sub>mod</sub>), ao nível  $\alpha = 0,01$ .

Nota-se, pela Tabela 6, que as respostas em cada sensor foram muito díspares, pois as bandas ou índices que melhor descrevem as variáveis biofísicas em um sensor não foram as mesmas daquelas observadas pelos outros sensores. A contribuição do solo e o efeito da atmosfera na resposta espectral dos IVs foi mais sentida no sensor LISS do que nos sensores ASTER e TM, devido aos altos valores de  $r$  observados com os índices SAVI e EVI<sub>mod</sub> (Tabela 6). Este resultado pode ser atribuído à maior resolução espacial e à menor resolução radiométrica deste sensor, pois apesar de se tratar de uma floresta fechada existem trilhas entre as parcelas do PELD que podem ter contribuído no efeito aditivo do solo na resposta espectral registrada pelo sensor e este efeito foi mais sentido no sensor com a maior resolução espacial (SAVI/LISS). Analogamente, o efeito atmosférico foi mais atenuado no sensor com a menor resolução radiométrica, uma vez que uma pequena contribuição atmosférica no sinal representará um efeito maior no valor convertido de radiância registrado pelo sensor (EVI<sub>mod</sub>/LISS).

Nos sensores LISS e TM, as variáveis transformadas para a base de logaritmo natural foram estatisticamente semelhantes às das variáveis não transformadas. Santos (1988) correlacionando a biomassa foliar do Cerrado (*stricto sensu*) com dados do sensor TM também demonstrou não haver diferenças significativas entre os modelos lineares e exponenciais quanto ao ajuste. Além disso, os resultados encontrados pelo autor evidenciaram que dentre as bandas espectrais, a banda do vermelho do TM ( $\rho_{\text{Vermelho}}$ ) foi a que obteve maior correlação com a biomassa foliar. Este resultado foi bastante consistente com os dados aqui apresentados.

Estudando a FOM com o uso de dados de sensoriamento remoto, Watzlawick, Kirchner e Sanquetta (2009) encontraram alta correlação negativa entre biomassa ( $r = -0,8$ ) e carbono ( $r = -0,79$ ) e a banda MS-4 ( $\rho_{\text{IVP}}$ ) do sensor IKONOS-II. No mesmo sentido, foram encontradas correlações negativas entre a Banda MS-4/ IKONOS-II e o NDVI com a biomassa florestal

em uma Floresta de Terra Firme na Amazônia (Matos, 2006). Contudo, com baixos coeficientes de correlação entre estas variáveis (-0.061 e -0.07, respectivamente). Já Bernardes (1998) encontrou  $r = -0.82$  entre o índice SAVI, gerado a partir do sensor TM e a biomassa de uma Floresta Ombrófila Densa, enquanto Maciel (2002) encontrou  $r = -0.83$  entre o SAVI e a biomassa, na mesma floresta, utilizando-se do mesmo sensor.

### Análise de Regressão

O resultado da análise de regressão linear encontra-se na Tabela 7. Apenas o resultado da análise de regressão para a variável biomassa foi destacado em virtude da alta relação entre está e o carbono florestal.

Tabela 7: Resultado da análise de regressão linear entre a biomassa florestal e as variáveis espectrais obtidas nos três sensores avaliados. Em negrito, os mais altos coeficientes.

	ASTER 30m			LISS			TM		
	$R^2$	Syx (kg)	Syx(%)	$R^2$	Syx (kg)	Syx(%)	$R^2$	Syx (kg)	Syx(%)
$\rho$ Verde	0,30	3664,47	21,84	0,00	3497,20	30,71	0,01	4582,26	26,56
$\rho$ Verm.	0,03	4217,08	23,93	0,06	3399,80	29,85	0,32	3986,75	24,80
$\rho$ IVP	0,27	3652,43	20,73	<b>0,51</b>	2456,23	<b>21,57</b>	0,27	3946,28	22,87
SR	0,04	4187,50	23,76	0,13	3269,35	28,71	<b>0,60</b>	2920,16	<b>16,92</b>
NDVI	0,05	4168,41	23,66	0,12	3283,63	28,83	0,45	3425,44	19,85
TVI	<b>0,32</b>	3523,47	<b>20,00</b>	0,32	2887,40	25,35	0,28	3895,00	22,57
SAVI	0,27	3655,97	20,75	<b>0,51</b>	2447,88	<b>21,49</b>	0,28	3906,22	22,64
EVI <sub>mod</sub>	0,24	3723,71	21,13	<b>0,50</b>	2464,82	<b>21,64</b>	0,31	3816,04	22,12

Nota-se pela Tabela 7 que os índices SAVI e EVI<sub>mod</sub> gerados a partir do sensor LISS e a banda do IVP obtiveram resultados semelhantes, com valores de  $R^2$  variando de 0,50 para o EVI<sub>mod</sub> a 0,51 para o  $\rho$ IVP e o SAVI. Madugundu, Nizalapur e Jha (2008) observaram  $R^2 = 0,63$  entre o NDVI/LISS e a biomassa acima do solo em uma área florestal no sudoeste da Índia que contém valores de biomassa variando de 145 - 350 t.ha<sup>-1</sup>. Em outro estudo na Índia, Kumar et al. (2012) encontraram  $R^2 = 0,53$  quando utilizada a banda do vermelho como preditora da biomassa florestal de uma reserva com valores de

biomassa entre 42 - 431 t.ha<sup>-1</sup>. Porém, o melhor resultado foi com a regressão linear obtida a partir do NDVI/LISS,  $R^2 = 0,7$ .

Verifica-se também pela Tabela 7 que o índice de razão simples (SR), gerado a partir do sensor TM, foi o índice que apresentou o maior coeficiente de determinação linear ( $R^2 = 0,60$ ) e o menor erro padrão relativo da estimativa ( $Syx \% = 16,92$ ). O índice NDVI/TM também apresentou razoável desempenho para estimativa de biomassa florestal, com  $R^2 = 0,45$  e  $Syx\% = 19,85$ . Contudo, a aplicação destes índices pode apresentar o problema de saturação com altos valores de biomassa. Huete et al. (1997; 2002) demonstraram que índices mais elaborados como o SARVI2 e o EVI contornam este problema e ainda apresentam boa correlação com uma gama de valores de biomassa.

Roy e Ravan (1996) encontraram  $R^2 = 0,22 - 0,46$  para estimar a biomassa florestal presente em um Parque Nacional na Índia a partir do NDVI/TM. As diferenças observadas pelos autores são referentes à inclusão ou não de parcelas com predominância de arbustos e pastagens na análise. O maior valor observado pelos autores foi obtido quando todas as parcelas foram utilizadas.

Reese et al. (2002) observaram  $Syx$  variando de 58 – 80% utilizando-se do algoritmo de  $k$  vizinho mais próximo ( $k$ -NN) para estimar o volume da Floresta Boreal da Suécia, a partir das bandas do sensor TM em nível de pixel. No entanto, a acurácia da estimativa foi significativamente melhorada em nível de parcela do inventário florestal nacional – NFI ( $Syx = 17 - 38\%$ ) e máxima quando agregada em uma área de 100 ha ( $Syx = 10\%$ ). Semelhante observação também havia sido feita por Trotter, Dymond e Goulding (1997) em uma área de floresta plantada da Nova Zelândia. Tratam-se, portanto, de duas regiões com florestas bastante homogêneas e, por isso, a agregação de informações espaciais melhorou as estimativas. Esta situação foi discutida na primeira abordagem do trabalho com relação às estimativas através dos dados ASTER.

## Validação das regressões

Os resultados das estimativas de biomassa florestal, por hectare, gerados pelas regressões lineares simples, em cada um dos sensores, com as variáveis espectrais como predictoras estão listados na Tabela 8.

As variáveis espectrais do sensor ASTER 30m que alcançaram a maior acurácia em estimar a biomassa florestal foram a banda do IVP e os índices TVI, SAVI e EVI<sub>mod</sub>, com variações de -0,28; 0,53; -1,88 e -4,10 t.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Sendo que os dois primeiros foram superiores aos demais, por possuírem maior valor de  $R^2$  e melhor dispersão dos resíduos. A análise dos resíduos foi realizada, mas não foi apresentada neste trabalho em virtude do volume de variáveis testadas.

Tabela 8: Estimativas de biomassa florestal por hectare, em t.ha<sup>-1</sup>, geradas a partir das regressões lineares simples.

	ASTER			LISS			TM		
	Biomassa (t.ha <sup>1</sup> )	Variação (t.ha <sup>1</sup> )	Variação (%)	Biomassa (t.ha <sup>1</sup> )	Variação (t.ha <sup>1</sup> )	Variação (%)	Biomassa (t.ha <sup>1</sup> )	Variação (t.ha <sup>1</sup> )	Variação (%)
Observada	217,75			217,75			219,51		
ρVerde	206,14	-11,62	5,33	202,16	-15,60	7,16	199,50	-20,01	9,12
ρVerm.	202,83	-14,93	6,85	212,46	-5,30	2,43	183,96	-35,55	16,20
ρIVP	217,47	-0,28	0,13	218,36	0,60	-0,28	228,26	8,75	-3,99
SR	193,84	-23,92	10,98	184,67	-33,09	15,19	192,28	-27,23	12,40
NDVI	191,36	-26,39	12,12	182,51	-35,25	16,19	214,40	-5,11	2,33
TVI	218,29	0,53	-0,25	197,98	-19,78	9,08	233,48	13,97	-6,36
SAVI	215,87	-1,88	0,86	203,19	-14,57	6,69	226,38	6,87	-3,13
EVI <sub>mod</sub>	213,66	-4,10	1,88	195,90	-21,85	10,04	225,60	6,09	-2,78

No sensor LISS, a banda do infravermelho próximo foi a variável espectral que obteve a menor variação de biomassa florestal, com variação absoluta de apenas 0,60 t.ha<sup>-1</sup>; também a que teve a melhor distribuição de seus resíduos, ainda que as regressões lineares dos índices SAVI e EVI<sub>mod</sub> não tenham sido estatisticamente diferentes.

Para o sensor TM, as variáveis espectrais que alcançaram a maior acurácia como predictoras da biomassa florestal foram o NDVI e o EVI<sub>mod</sub>, com variação relativa de 2,33% e -2,78%, respectivamente. Estatisticamente, o

índice SR foi a variável com o maior  $R^2$  e menor  $Syx\%$  (Tabela 7), mas foi a que teve uma das piores distribuições dos resíduos padronizados e uma das maiores variações de biomassa florestal, subestimativa de 27,23 t.ha<sup>-1</sup> ou relativa de 12,40% (Tabela 8).

As variações de biomassa florestal observadas foram, em muitos casos, inferiores a 5% do valor estimado pelo PELD, as quais encontram-se dentro do intervalo de confiança da maioria dos trabalhos de inventário florestal utilizados com os métodos clássicos (IC = 95%). Além disso, os índices TVI, SAVI e a banda pIVP do sensor ASTER 30m e a banda do pIVP/LISS estariam dentro do intervalo de confiança de 99%. Sendo, portanto, um resultado bastante significativo, apesar dos baixos valores de  $R^2$ .

Equações de regressão lineares múltiplas foram testadas nos dados espectrais, mediante o método *stepwise* de seleção de variáveis. Contudo, apesar de fornecerem valores de  $R^2aj$  superiores aos das regressões lineares simples, as regressões múltiplas superestimavam a biomassa e o estoque de carbono em até 10%.

#### *Inventário de carbono*

Com base nas estatísticas da análise de regressão e na validação das estimativas, realizou-se o inventário do estoque de carbono para a área experimental de São João do Triunfo com a seguinte equação linear gerada a partir do índice triangular (TVI) do sensor ASTER 30m (Equação 4):

$$C = 727,77 \times TVI - 2.178,2; \quad (4)$$

Em que  $C$  = toneladas de carbono,  $TVI$  = índice de vegetação triangular, adimensional. O mapa gerado, contendo as distribuições do estoque de carbono na área de estudo, em classes de 1,5 t.C, encontra-se na Figura 7.

Nota-se pela Figura 7 que há uma forte similaridade entre este mapa e o mapa da distribuição dos dosséis florestais predominantes na área de estudo (Figura 6), pois os locais com os mais altos valores de estoque de carbono coincidem com os locais onde há predominância de folhosas no dossel (representados pelos maiores indivíduos da floresta).

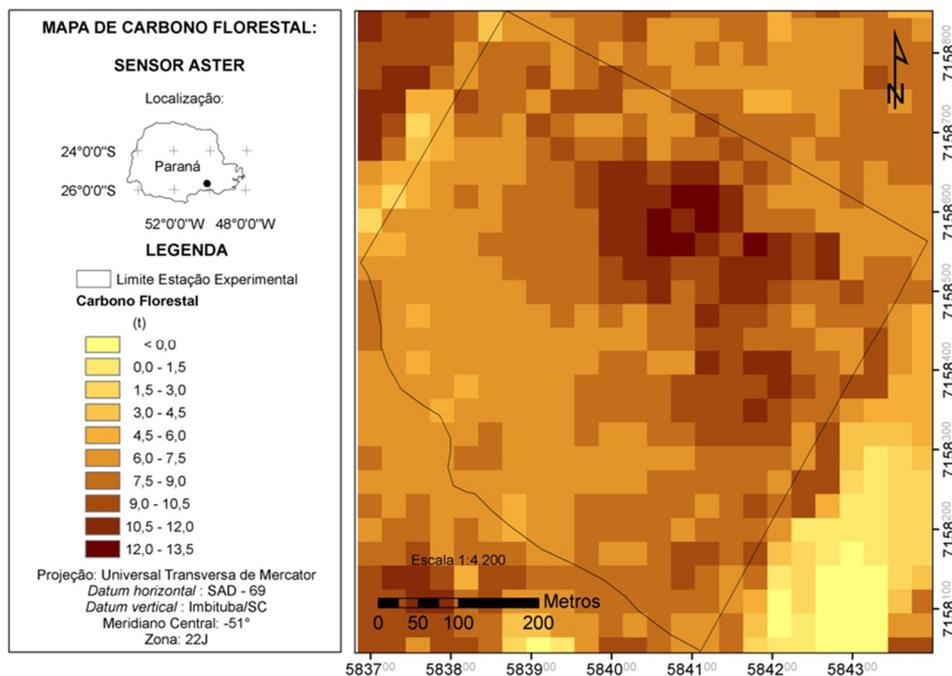


Figura 8: Distribuição do estoque de carbono na estação experimental de São João do Triunfo.

Na Figura 9, tem-se a distribuição das frequências dos valores de carbono na área de estudo. Foi estimado um estoque de 2.927,10 t.C ou 10.732,80 t.CO<sub>2</sub> para os 32,48 hectares da FOM da estação experimental.

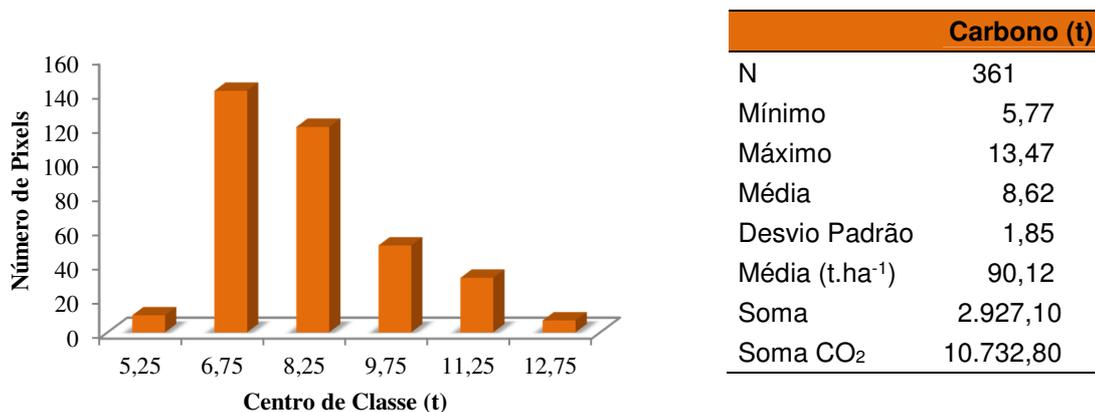


Figura 10: Distribuição das frequências de carbono florestal, em toneladas por pixel (esquerda); Estatísticas da distribuição dos pixels na área de estudo (direita).

## 6. CONCLUSÕES

Pode-se constatar que a correlação entre as variáveis biofísicas e as variáveis espectrais oriundas de sensoriamento remoto é fortemente dependente da escala de observação, que por sua vez, é dependente da variabilidade espacial do fenômeno estudado;

- Foi possível inventariar o carbono estocado na Floresta Ombrófila Mista por detecção remota através de sensores de média resolução espacial, alcançando erros por hectare inferiores a 1%, o que representa um resultado bastante satisfatório;
- As equações lineares que obtiveram os maiores coeficientes de determinação não foram necessariamente as que apresentaram a melhor estimativa do estoque de carbono. O índice SR/TM obteve  $R^2 = 0,78$  para prever o carbono florestal, mas variação na estimativa superior a 12%;
- As regressões lineares foram mais adequadas para descrever as variações de biomassa e carbono da Floresta Ombrófila Mista do que as não lineares e/ou múltiplas, contrariando, neste caso, o postulado que os índices espectrais saturam com elevados valores de biomassa florestal;
- Ao contrário do esperado, não houve diferenças significativas entre o uso de índices de vegetação e o uso das bandas espectrais isoladas para estimar a biomassa e o estoque de carbono florestal, por meio de equações de regressões lineares;
- A metodologia se mostrou apropriada para inventários de carbono com vistas à utilização em projetos de REDD+, no que cerne ao monitoramento, relatório e verificação (MRV) de estoques de carbono em florestas.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O trabalho exposto foi desenvolvido em um fragmento da Floresta Ombrófila Mista, a qual não contempla toda sua variabilidade espacial nem dinâmica; Recomenda-se aplicar a metodologia em áreas da FOM que contemplam diversos estágios de desenvolvimento, de forma a inseri-la em um nível regional ou nacional no ciclo do carbono;

Em se tratando de nível regional ou nacional, seria necessário testar a metodologia englobando sensores com menor resolução espacial, trabalhando-se, assim, as variações espectrais e biofísicas em multiescala concomitantemente;

Outras fontes de dados poderiam ser buscadas para alcançar maior acurácia local, como p.ex. dados de radares ou laser aerotransportado, explorando, dessa forma, outros níveis de inter-relação entre as variáveis provenientes de sensoriamento remoto e as variáveis biofísicas.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) Sítio 9 – Floresta com Araucária e suas Transições, pelos dados de campo.

## **REFERÊNCIAS**

Adler-Golden, S.M.; Matthew, M.W.; Bernstein, L.S.; Levine, R.Y.; Berk, A.; Richtsmeier, S.C.; Acharya, P.K; Anderson, G.P.; Felde, G.; Gardner, J.; Hoke, M.; Jeong, L.S.; Pukall, B.; Mello, J.; Ratkowski, A.; Burke, H.H. Atmospheric Correction for Short-wave Spectral Imagery Based on MODTRAN4. **SPIE Proceedings on Imaging Spectrometry**, v. 3753, p. 61-69, 1999.

Ärdo, J. Volume quantification of coniferous forest compartments using spectral radiance recorded by Landsat Thematic Mapper. **International Journal of Remote Sensing**. v. 13. p. 1779– 1786. 1992.

Asner, G. P. Tropical forest carbon assessment: integration satellite and airborne mapping approaches. **Environmental Research Letters**. v.4. n. 3. p. 1-11. 2011.

ASTER - Advanced Space borne Thermal and Reflection Radiometer. Disponível em: <http://asterweb.jpl.nasa.gov/mission.asp>. Acesso em: 08/10/2012.

Baker, D. J.; Richards, G.; Grainger, A.; Gonzalez, P.; Brown, S.; Defries, R.; Held, A.; Kellndorfer, J.; Ndunda, P.; Ojima, D.; Skrovseth, P. E.; Souza, C. JR.; Stolle, F. Achieving forest carbon information with higher certainty: A five-part plan. **Environmental Science and Policy**. v.13, p. 249-260. 2010.

Baccini, A.; Friedl, M. A.; Woodcock, C. E.; Warbington, R. Forest biomass estimation over regional scales using multisource data. **Geophysical Research Letters**. v. 31. p. 1–4. 2004.

Barati, S.; Rayegani, B.; Saaati, M.; Sharifi, A.; Nasri, M. Comparison the accuracies of different spectral indices for estimation of vegetation cover fraction in sparse vegetated areas. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences**. v. 14. p. 49-56. 2011.

Barbier, N.; Proisy, C.; Véga, C.; Sabatier, D.; Couteron, P. Bidirectional texture function of high resolution optical images of tropical forest: An approach using LiDAR hill shade simulations. **Remote Sensing of Environment**. v. 115. p. 968-977. 2011.

Bernardes, S. **Índices de vegetação e valores de proporção na caracterização de floresta tropical primária e estádios sucessionais na área de influência da Floresta Nacional de Tapajós – Estado do Pará**. 1998. 86 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional e Pesquisas Espaciais INPE, São José dos Campos.

Bian, L.; Butler, R. Comparing effects of aggregation methods on statistical and spatial properties of simulated spatial data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**. v. 65 n. 1. p. 73-84. 1999.

Bowker, D. E.; Davis, R.; Myrick, D. L.; Stacy, K.; Jones, W. T. **Spectral reflectances of natural targets for use in remote sensing studies**. NASA Reference Publication. n. 1139. 1985. 184p.

Brown, S. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. **Philosophical Transactions of the Royal Society**. v. 360. p.1669-1683. 2002.

Carvalho, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Brasília: EMBRAPA-CNPQ; EMBRAPA-SPI, 1994. 640p.

Cassol, H. L. G.; Saldanha, D. L.; Kuplich, T. M. Estimando biomassa florestal com dados ASTER: A questão da escala. In: X Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistema de Informações Geográficas aplicados à Engenharia Florestal, Curitiba, 2012. **Anais...** Curitiba: SENGEF. p. 642-650. 2012.

Chander, G.; Markham, B. L.; Helder, D. L. Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALISensors. **Remote Sensing of Environment.** v. 113. p. 893-903. 2009.

Chave, J.; Andalo, S.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Fölster, H.; Fromard, F.; Higuchi, N.; Kira, T.; Lescure, J.P.; NELSON, B.W.; Ogawa, H.; Puig, H.; Riera, B.; Yamakura, Y. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia.** V. 145. n. 1. p. 87-99, 2005.

Clark, M. L.; Roberts, D. A.; Ewel, J. J.; Clark, D. B. Estimation of tropical rain forest aboveground biomass with small-footprint LIDAR and hyperspectral sensors. **Remote Sensing of Environment.** v.115. p. 2931–2942. 2011.

Collins, J.B.; Woodcock, C.E. Geostatistical estimation of resolution-dependent variance in remotely sensed images. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing.** v. 65 n. 1. p. 41-50. 1999.

Curran, P.J.; Atkinson, P.M. Issues of scale and optimal pixel size. In: Stein, A.; Meer, F.; Gorte, B. **Spatial Statistics for Remote Sensing.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. Chapter 7. P. 115-133. 1999. 325p.

Dolman, A.J.; Der Werf, G.R.; Molen, M.K.; Ganssen, G.; Erisman, J.W.; Strengers, B. A Carbon Cycle Science Update since IPCC AR-4. **Ambio.** v. 39 n. 5-6. p. 402-412. 2010.

Durigan, M. E. **Florística, dinâmica e análise proteica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo**. 138p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

Franklin, S. E. **Remote Sensing for Sustainable Forest Management**. Lewis Publishers: Florida, USA. 2001. 393p.

Freitas, S. R.; Shimabukuro, Y. E. Diagnosticando florestas tropicais através do sensoriamento remoto. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, 2007. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2007. p. 1671-1678.

Foody, G.M.; Boyd, D.S.; Cutler, M.J. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. **Remote Sensing of Environment**. v. 85. p. 463-474. 2003.

Gates, D. M.; Keegan, H. J.; Schleter, J. C.; Weidner, V. R. Spectral properties of plants. **Applied Optics**. v. 4. n.1. p. 11-20. 1965.

Goodin, D.G.; Henebry, G.M. The effect of rescaling on fine spatial resolution NDVI data: a test using multi-resolution aircraft sensor data. **International Journal of Remote Sensing**. v. 23. n. 18. p. 3865-3871. 2002.

Häme, T.; Salli, A.; Andersson, K.; Lohi, A. A new methodology for estimation of biomass of conifer-dominated boreal forest using NOAA AVHRR data. **International Journal of Remote Sensing**. v. 18. p.3211-3243. 1997.

Häme, T.; Kilpi, J.; Ahola, H.; Rauste, Y.; Sirro, L.; Bounpone, S. Monitoring of tropical forest cover and biomass by combining VHR image sample and wall to wall optical and SAR data. In: ESA Living Planet Symposium. Bergen, Norway. 2010. **Proceedings...**Noordwijk, The Netherlands, 2010.

Harris, N.; Brown, S.; Hagen, S.C.; Saatchi, S.S.; Petrova, S.; Salas, W.; Hansen, M.C.; Petapov, P.V.; Lotsch, A. Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. **Science**. v. 336 p. 1573-1575. 2012.

Heiskanen, J. Estimating aboveground tree biomass and leaf area index in a mountain birch forest using ASTER satellite data. **International Journal of Remote Sensing**. v. 27. n. 6. p. 1135-1138. 2006.

Hou, Z.; Xu, Q.; Tokola, T. Use of ALS, Airborne CIR and ALOS AVNIR-2 data for estimating tropical forest attributes in Lao PDR. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**. v. 66. n.6. p. 776-786. 2011.

Houghton, R.A.; Skole, D.L.; Nobre, C.A.; Hackler, J.L.; Lawrence, K.T.; Chomentowski, W.H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**. v. 403. p. 301-304. 2000.

Huete, A. R.; Liu, H.Q.; Batchily, K.; van Leeuwen, W. A Comparison of Vegetation Indices over a Global Set of TM Images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 59, p. 440–451. 1997.

Huete, A.R.; Didan, K.; Miura, T.; Rodriguez, E.P.; Gao, X.; Ferreira, L.G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**. v. 83. p. 195–213. 2002.

Hyyppä, J; Hyyppä, H; Inkinen, M; Engdahl, M; Linko, S; Zhu, Y. Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. **Forest Ecology and Management**. v. 128. p. 109-120. 2000.

IAPAR - Instituto Agronômico do Paraná. Caviglione, J. H.; Kiihl, L. R. B.; Caramori, P. H.; Oliveira, D. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2000. CD Londrina, PR. Cartas Climáticas. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>. Acesso em: 03/04/2013.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 92p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

Jacquemond, S.; Baret, V. PROSPECT: A model of leaf optical properties spectra. **Remote sensing of environment**. v. 34. p. 75- 91. 1990.

Jacquemoud, S.; Ustin, S. L.; Verdebout, J.; Schmuck, G.; Andreoli, G.; Hosgood, B. Estimation leaf biochemistry using the PROSPECT leaf optical properties model. **Remote Sensing of Environment**. v. 56. p. 194-202. 1996.

Jensen, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução da 2 ed: José Carlos N. Epiphânio (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese. 2009. 672 p.

Jones, H. G.; Vaughan, R. A. **Remote Sensing of Vegetation: Principles, Techniques and Applications**. Oxford: Oxford University Press. 2010. 353p.

Jordan, C. F. Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. **Ecology**. v. 50. n. 4. p. 663-666. 1969.

Kimes, D. S. Modeling the directional reflectance from complete homogeneous vegetation canopies with various leaf-orientation distributions. **Journal of the Optical Society of America**. v. 1. n. 7. p. 725-737. 1984.

Koch, B. Status and future of laser scanning, synthetic aperture radar and hyperspectral remote sensing data for forest biomass assessment. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**. v. 65. n. 6. p. 581-590. 2010.

Frank, A.B; Karn, J.F. Vegetation indices, CO<sub>2</sub> flux, and biomass for Northern plains grasslands. **Journal of Range Management**. v. 56. n. 4. p. 382-387. 2003.

Krankina, O. N.; Harmon, M. E; Cohen, W. B.; Oetter, D. R.; Zyrina, O.; DUANE, M V. Carbon stores, sinks, and sources in forest northwest Russia: can we reconcile forest inventories with remote sensing results? **Climatic Change**. v. 67. p.257-272. 2004.

Kumar, P.; Sharma, L.K.; Pandey, P.C.; Sinha,S.; Nathawat, M.S. Geospatial strategy for tropical forest-wildlife reserve biomass estimation. **IEEE Journal of**

**Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing.** v. PP. p. 1-7. 2012.

Labrecque, S.; Fournier, R. A.; Luther, J. E.; Piercey, D. A comparison of four methods to map biomass from Landsat-TM and inventory data in western Newfoundland. **Forest Ecology and Management.** v. 226. p. 129–144. 2006.

Le Maire, G.; Marsden, C.; Nouvellon, Y.; Grinand, C.; Hakamada, R.; Stape, J.L.; Laclau, J. P. MODIS NDVI time-series allow the monitoring of Eucalyptus plantation biomass. **Remote Sensing of Environment.** v.115 n.10. p. 2613-2625. 2011.

Leite, P. F.; Klein, R. M. Vegetação. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geografia do Brasil.** v. 2. Região Sul. Rio de Janeiro: IBGE, p. 113-150, 1990.

Lillesand, T.M.; Kiefer, R.W.; Chipman, J. **Remote sensing and interpretation.** 6 ed. New York, John Wiley, 1994. 804p.

Lu, D. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. **International Journal of Remote Sensing.** v. 27. p. 1297–1328. 2006.

Maciel, M. N. M. **Estimativa de parâmetros estruturais de uma floresta primária na Amazônia Oriental através de dados orbitais.** 2002. 144p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2002.

Madugundu, R.; Nizalapur, V.; Jha, C.S. Estimation of LAI and above-ground biomass in deciduous forests: Western Ghats of Karnataka, India. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation.** v. 10. p. 211-219. 2008.

Main-Knorn, M.; Gretchen, G. M.; Sean P. H.; William S. K.; Elizabeth A. F.; Patrick H. Evaluating the Remote Sensing and Inventory-Based Estimation of Biomass in the Western Carpathians. **Remote Sensing of Environment.** v. 3. p. 1427-1446. 2011.

Marchiori, J. N. C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul**. Embasamento Florístico. EST Edições: Porto Alegre. 2006. 39p.

Matos, F. D. A. **Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme na Amazônia Central, Manaus – AM, Brasil, por meio de dados de satélites de média e alta resolução espacial**. 2006. 146p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Matos, F. D. A.; Kirchner, F. F. Estimativa de biomassa da floresta ombrófila densa de terra firme na Amazônia Central com o satélite Ikonos II. **Floresta**. v. 38. n. 1. p. 157-171. 2008.

MINISTÉRIO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA MCT - **Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Brasília. 2004. 86 p.

Mognon, F. **Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de floresta Ombrófila Mista Montana localizada no sul do estado do Paraná**. 2011. 125 f. Dissertação. (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

Muukkonen, P.; Heiskanen, J. Estimating biomass for boreal forests using ASTER satellite data combined with stand wise forest inventory data. **Remote sensing of Environment**. v. 99. p. 434-447. 2005.

Muukkonen, P.; Heiskanen, J. Biomass estimation over a large area based on standwise forest inventory data and ASTER and MODIS satellite data: A possibility to verify carbon inventories. **Remote sensing of Environment**. v.107. p. 617-624. 2007.

Muukkonen, P. **Forest inventory-based large-scale forest biomass and carbon budget assessment: new enhanced methods and use of remote sensing for verification**. 2006. 49p. Dissertation. (Forestry Master's) – University of Helsinki, Helsinki. Finland. 2006.

Myneni, R.; Hall, F., Seller, P.; Marshak, A. The interpretation of spectral vegetation indexes. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. 33. n. 2. p. 481-486. 1995.

Neeff, T.; Graça, P. M. A.; Dutra, L. V.; Freitas, C, C. Carbon budget estimation in Central Amazônia: Sucessional Forest modeling from remote sensing data. **Remote Sensing of Environment**. v. 94. p. 508-522. 2005.

Norman, J. M.; Welles, J. M.; Walter, E. A. Contrasts among bidirectional reflectance of leaves, canopies, and soils. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. GE-23. no. 5. p. 659-667. 1985.

Parker, C.; Mitchell, A.; Trivedi, M.; Mardas, N. **The Little REDD Book. Global Canopy Foundation**. Oxford. 2008. 112 p.

Patenaude, G.; Milne, R.; Dawson, T. P. Synthesis of remote sensing approaches for forest carbon estimation: Reporting to the Kyoto Protocol. **Environmental Science and Policy**. v.8. p. 161–178. 2005.

Pizzato, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1995 a 1998**. Curitiba, 1999. 172p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná. 1999.

PROBIO – Projeto de Conservação e Utilização Sustentável Da Diversidade Biológica Brasileira. **Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica**. Relatório Final. 84 p. IESB – IGEO/UFRJ: 2007.

Proisy, C.; Coutron, P.; Fromard, F. Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images. **Remote Sensing of Environment**. v.109, p. 379–392. 2007.

Ponzoni, F. J.; Shimabukuro, Y. E. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação**. São José Dos Campos: Parêntese, 2010. 135 p.

Powell, S. L.; Cohen, W. B.; Healey, S. P.; Kennedy, R. E.; Moisen, G. G.; Pierce, K. B.; Ohmann, J. L. Quantification of live aboveground forest biomass

dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. **Remote Sensing of Environment**. v.114, p. 1053–1068. 2010.

Qureshi, A.; Pariva.;Badola, R.; Hussain, S.A. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. **Environmental Science and Policy**. v. 16. p. 81-89. 2012.

Ratuchne, L. C. **Ajuste e Seleção de Equações Alométricas para a Estimativa de Biomassa, Carbono e Nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista**. 102p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias, UNICENTRO/PR, Guarapuava, 2010.

Reese, H.; Nilsson, M.; Sandstrom, P.; Olsson, H. Applications using estimates of forest parameters derived from satellite and forest inventory data. **Computers and Electronics in Agriculture**. v. 37. p. 37-55. 2002.

Rouse, J.; Hass, R.; Schell, J.; Deering, D. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Third ERTS Symposium 1973, NASA, SP-351 I, 309-317. 1973.

Roy, P.S.; Ravan, S.A. Biomass estimation using satellite remote sensing data - An investigation on possible approaches for natural forest. **Journal of Biosciences**. v. 21. n. 4. p. 535-561. 1996.

Saatchi, S.S.; Harris, N.L.; Brown, S.; Lefsky, M.; Mitchard, E.T.A.; Salas, W.; Zutta, B.; Buermann, W.; Lewis, S.L.; Hagen, S.; Petrova, S.; White, L.; Silman, M.; Morel, A. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 108. p. 9899-9904. 2011.

Sarker, L. R e Nichol, J. E. Improved forest biomass estimates using ALOS AVNIR-2 texture indices. **Remote Sensing of Environment**. v.115. p. 968–977. 2011.

Santos, J.R. **Biomassa aérea da vegetação de cerrado: estimativa e correlação com dados do sensor “Thematic Mapper” do satélite**

**LANDSAT**. Curitiba, 1988. 156p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Santos, J.R. **Análise de modelos de regressão para estimar a fitomassa da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira**. 121 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1996.

Schaaf, L.B. **Florística, estrutura e dinâmica, no período 1979-2000, de uma Floresta Ombrófila Mista, localizada no sul do Paraná**. 131p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

Silveira, P.; Koehler, H. S; Sanquetta, C. R.; Arce, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**. v.38. n.1. p. 185-206. 2008.

Steininger, M. K. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. **International Journal of Remote Sensing**. v. 21. No. 6 e 7. p.1139-1157. 2000.

Swatantran, A.; Dubayah, R.; Roberts, D.; Hofton, M.; Blair, J. B. Mapping biomass and stress in the Sierra Nevada using LIDAR and hyperspectral data fusion. **Remote Sensing of Environment**. v. 115. p. 2917–2930. 2011.

Tokola, T.; Hou, Z. Alternative remote sensing materials and inventory strategies in tropical forest inventory – Case Lao PDR. **Ambiência**. Ed. Especial. v. 8. p. 483-500. 2012.

Trotter, C.M.; Dymond, J.R.; Goulding, C.J. Estimation timber in a coniferous plantation forest using Landsat TM. **International Journal of Remote Sensing**. v. 18. n.10. p. 2209-2223. 1997.

Veloso, R. B.; Rangel Filho, A. L. R.; Lima, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. 1991. 124p.

Watzlawick, L. F.; Kirchner, F. F.; Sanquetta, C. R.; Schumacher, M. V. Fixação de Carbono em Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de regeneração. In: Sanquetta, C. R.; Watzlawick, L. F.; Balbinot, R.; Ziliotto, M. A. B.; Gomes, F. S. **As florestas e o carbono**. Curitiba, p. 153 – 174. 2002.

Watzlawick, L. F. **Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens de satélite IKONOS II**. 120p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2003.

Watzlawick, L. F.; Balbinot, R.; Sanquetta, C. R.; Caldeira, M. V. W. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. In: Sanquetta, C. R.; Balbinot, R.; Ziliotto, M. A. B. **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: AM Impressos, p. 95-109, 2004.

Watzlawick, L. F.; Kirchner, F. F.; Sanquetta, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em floresta com araucária utilizando Imagens do satélite Ikonos II. **Ciência Florestal**. v. 19. n. 2. p. 169-181. 2009.

Woodcock, C.E.; Strahler, A.H. The factor of scale in Remote Sensing. **Remote Sensing of the Environment**. v. 21. p. 311-332. 1987.

Wulder, M; White, J; Fournier, R; Luther, J; Magnussen, S. Spatially explicit large area biomass estimation: Three approaches using forest inventory and remotely sensed imagery in a GIS. **Sensors**. v. 8. p. 529–560. 2008.

Yamaguchi, Y.; Kahle, A.B.; Tsu, H.; Kawakami, T.; Pniel, M. Overview of Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER). **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v.36, no. 4. p. 1062-1071. 1998.



## **CAPÍTULO 12**

# **TROCAS DE CO<sub>2</sub> EM UMA FLORESTA DE ARAUCÁRIA: ANÁLISE A PARTIR DE DADOS MICROMETEOROLÓGICOS**

Autor:

**Pablo E. S. Oliveira**

**Otávio C. Acevedo**

**Débora R. Roberti**

**Marcelo B. Diaz**

**Oswaldo L. L. Moraes**

## 1. INTRODUÇÃO

Há uma crescente evidência de que o aumento da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico está causando um aumento na temperatura média do planeta (Aubinet et al., 2005). No balanço global de carbono, cerca de 60% das emissões por queima de combustíveis fósseis e mudanças no uso da terra é absorvido por oceanos e pela biota terrestre (Nobre e Nobre, 2002). O restante permanece na atmosfera, contribuindo para o aumento do efeito estufa. Entender o papel das florestas nas trocas de CO<sub>2</sub> entre a biosfera e a atmosfera é de fundamental importância, já que elas podem atuar como fonte ou sumidouro de carbono no ciclo de carbono global.

A covariância de vórtices turbulentos é uma técnica frequentemente utilizada para analisar, através da quantificação das trocas de propriedades, tais como energia, momentum e CO<sub>2</sub>, as interações que ocorrem entre a superfície terrestre e a atmosfera. Esta técnica é utilizada amplamente por diversos grupos de pesquisa, nos mais diversos ecossistemas terrestres, sendo feitas, atualmente, centenas de medidas em todo o globo (Williams et al., 2009). Apesar das limitações e dificuldades inerentes à técnica, a covariância de vórtices permite realizar medidas de longo prazo, fornecendo estimativas de emissão ou assimilação total de carbono da área na qual a medida é representativa. Entretanto, ainda não foi alcançado um consenso sobre como estimar os fluxos turbulentos verticais, principalmente para o período noturno, quando a intensidade da turbulência cai consideravelmente.

Durante o período diurno, mesmo em condições de pouco vento, há uma intensa mistura vertical, de modo que a intensidade da turbulência é suficiente para realizar o transporte vertical de escalares, e em especial o CO<sub>2</sub>. Nestas condições, assumir que a troca líquida do ecossistema (NEE) é igual ao fluxo turbulento vertical é uma boa aproximação. Entretanto, à noite, em terrenos heterogêneos ou inclinados e em condições de vento fraco, esta aproximação pode levar a uma subestimativa das trocas entre a floresta/solo e a atmosfera. Neste caso, a intensidade da turbulência pode não ser suficiente para realizar o transporte vertical, e, com isso, o efeito de outros termos na equação do balanço de massa de CO<sub>2</sub> se torna relevante. Para o caso do CO<sub>2</sub>,

como os ecossistemas normalmente atuam como fonte durante a noite e como sumidouro durante o dia, esta subestimativa pode causar um erro sistemático seletivo, levando a uma superestimativa do sequestro de carbono (Aubinet, 2008).

Aqui, serão mostrados os resultados obtidos das medidas feitas em uma torre micrometeorológica, no sítio experimental de São João do Triunfo, entre novembro de 2009 e abril de 2012. As trocas de CO<sub>2</sub> são analisadas acima e no interior da floresta de araucária, mostrando as estimativas do quanto a floresta está absorvendo ou emitindo de CO<sub>2</sub>, bem como os problemas normalmente encontrados no uso desta metodologia. A seção 2 apresenta uma descrição da metodologia utilizada para o cálculo das estimativas de fluxo, uma descrição da torre micrometeorológica e do aparato instrumental utilizado para realizar as medidas, e os tipos de tratamentos de dados necessários para separar dados bons de dados irreais, juntamente com as diferentes formas de preenchimento dos períodos com falhas de dados. Na seção 3 são mostrados os resultados encontrados, fazendo-se uma análise por períodos e uma análise para todo o período, e na seção 4 as conclusões são apresentadas e as implicações dos resultados encontrados são discutidas.

## **2. METODOLOGIA**

### **2.1 Método da covariância de vórtices**

Fluxo é definido como a transferência de uma quantidade por unidade de área por unidade de tempo. Em micrometeorologia, tem-se o interesse de estimar os fluxos de energia na forma de calor sensível e latente, dióxido de carbono e momentum entre a superfície e a atmosfera. Entretanto, estas quantidades não são medidas diretamente. Desta forma, há a necessidade de se buscar um método no qual estas grandezas sejam computadas através da medida de outras variáveis. A covariância de vórtices é uma técnica que permite realizar estimativas dos fluxos turbulentos através de medidas de alta frequência de variáveis meteorológicas, tais como as componentes da velocidade do vento, temperatura e concentração de CO<sub>2</sub> e vapor d'água. Considera-se uma quantidade " $Q$ " qualquer. O fluxo desta quantidade é dado por:

$$F = \overline{\rho_a w Q} \quad (1)$$

onde  $Q = \rho_Q / \rho_a$  é a razão de mistura da quantidade  $Q$ ,  $\rho_Q$  é a sua densidade,  $\rho_a$  é a densidade do ar e  $w$  é a componente vertical da velocidade do vento. Separando-se os valores instantâneos das variáveis como sendo a soma de uma parte média e uma perturbação, onde barras superiores denotam médias temporais e apóstrofes denotam as perturbações em relação ao valor médio, na forma:

$$\rho_a = \overline{\rho_a} + \rho'_a \quad (2)$$

$$w = \overline{w} + w' \quad (3)$$

$$Q = \overline{Q} + Q' \quad (4)$$

tem-se:

$$F = \overline{(\overline{\rho_a} + \rho'_a)(\overline{w} + w')(\overline{Q} + Q')} \quad (5)$$

Expandindo os termos do lado direito da equação:

$$F = \overline{\overline{\rho_a} w \overline{Q} + \overline{\rho_a} w Q' + \overline{\rho_a} w' \overline{Q} + \overline{\rho_a} w' Q' + \rho'_a \overline{w} \overline{Q} + \rho'_a \overline{w} Q' + \rho'_a w' \overline{Q} + \rho'_a w' Q'} \quad (6)$$

Aplicando-se as regras das médias de Reynolds, na qual considera-se que termos na forma  $\overline{\rho'}$ ,  $\overline{w'}$ ,  $\overline{Q'}$  são iguais a 0, a equação anterior se reduz a:

$$F = \overline{\overline{\rho_a} w \overline{Q} + \overline{\rho_a} w' Q' + \rho'_a \overline{w} Q' + \rho'_a w' \overline{Q} + \rho'_a w' Q'} \quad (7)$$

Na camada limite planetária, assumir que flutuações de densidade são negligenciáveis em relação ao valor médio da densidade, de modo que o escoamento possa ser considerado incompressível, é uma boa aproximação. Pode-se, com isso, considerar nulas as perturbações de densidade ( $\rho'_a = 0$ ).

$$F = \overline{\overline{\rho_a} w \overline{Q} + \overline{\rho_a} w' Q'} \quad (8)$$

Em uma situação ideal, onde o terreno é plano e homogêneo, pode-se considerar que a velocidade vertical média é nula ( $\overline{w} = 0$ ). Neste caso, tem-se que:

$$F = \overline{\rho_a w' Q'} \quad (9)$$

A equação (9) é a equação do fluxo turbulento de uma quantidade “ $Q$ ” para um terreno plano e homogêneo, conhecido como método da covariância de vórtices, uma vez que a quantidade  $\overline{w'Q'}$  representa a covariância estatística entre as variáveis  $w$  e  $Q$ .

Para o caso específico do  $\text{CO}_2$ , é necessário observar, ainda, qual a medida realizada pelo sensor. Em alguns casos, é feita a medida da densidade molar ( $\rho_c$ ) do gás ao invés da razão de mistura. Variações na densidade molar podem surgir quando adicionam-se ou retiram-se moléculas do volume de controle ou quando há variação do tamanho do volume de controle, que ocorre quando há mudança na temperatura, pressão e umidade na atmosfera. Então, em termos da densidade molar, o fluxo de  $\text{CO}_2$  ( $F_c$ ) é dado por:

$$F_c = \overline{w' \rho_c'} + \overline{w \rho_c} \quad (10)$$

O segundo termo do lado direito da equação (10) é o produto entre a velocidade vertical média e a densidade molar média do gás. Neste caso, a velocidade vertical média é diferente de zero e surge devido a flutuações da densidade do ar. Segundo Webb, Pearman e Leuning (1980), quando são medidas as flutuações ou o gradiente médio da razão de mistura do constituinte em relação ao ar seco, nenhuma correção nas medidas dos fluxos é necessária. Entretanto, quando são medidas as flutuações da densidade ou gradiente médio do constituinte no ar in situ, são necessárias correções devido aos fluxos de calor sensível e latente. Quando o fluxo de calor (tanto o sensível quanto o latente) é positivo, parcelas de ar mais quente e, portanto, menos densas, se elevam, enquanto parcelas de ar mais frio e mais densas descem na atmosfera. Como as parcelas de ar em elevação são menos densas que as parcelas descendentes, para haver conservação da massa é necessário que haja uma velocidade vertical média positiva. Da mesma forma, quando o fluxo de calor é negativo, parcelas de ar mais frio (mais densas) se elevam e parcelas de ar mais quente descem em direção à

superfície, de modo que para haver conservação de massa é necessária uma velocidade vertical média negativa do vento. Então, na equação (9), a contribuição do fluxo de CO<sub>2</sub> associada com o vento médio vertical é perdida, e uma correção se torna necessária. Se a velocidade vertical  $w$ , incluindo, pudesse ser medida com suficiente precisão, nenhuma correção seria necessária, mas na prática, a velocidade vertical média é muito pequena para ser medida corretamente pelos anemômetros, de magnitude menor que 1 mms<sup>-1</sup> (Baldocchi, 2003).

O fluxo turbulento vertical, com a correção proposta por Webb, fica:

$$F_c = \overline{w'\rho'_c} + \frac{m_a \overline{\rho_c}}{m_v \overline{\rho_a}} \overline{w'\rho'_v} + \left(1 + \frac{m_a \overline{\rho_v}}{m_v \overline{\rho_a}}\right) \frac{\overline{\rho_c}}{T} \overline{w'T'} \quad (11)$$

onde  $m_a$  e  $m_v$  são os pesos moleculares do ar e do vapor d'água. Na derivação da equação (11) são ignorados os efeitos de flutuações de pressão (Massman; Lee, 2002), que pode ser significativa em condições de vento forte, as covariâncias entre temperatura e pressão, e a advecção, importante em terrenos inclinados.

## 2.2. Torre micrometeorológica

Em operação desde novembro de 2009, a torre micrometeorológica de 32 m de altura (Figura 1) está localizada próxima ao centro da área do sítio experimental de São João do Triunfo. Os sistemas de covariância de vórtices foram instalados em dois diferentes níveis, a 11 e 32 m acima do solo, com o nível superior ficando um pouco acima do topo da floresta e o nível inferior ficando no interior da mesma. Com isso, têm-se medidas tanto das trocas que ocorrem pela floresta como um todo, quanto das que ocorrem mais próximas ao solo. Cada sistema de covariância de vórtices (Figura 2) é composto por um anemômetro sônico tridimensional (*CSAT3 – Campbell Scientific*), que mede, além das duas componentes horizontais e da componente vertical do vento, a temperatura virtual do ar, e por um analisador de gás infravermelho (*LI-7500 Open Path CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O Analyser, da LI-COR*), que mede as densidades molares de CO<sub>2</sub> e vapor d'água e a pressão atmosférica. Ainda, para dar suporte às medidas de fluxos turbulentos, são feitas medidas de radiação de onda curta incidente (*LI-200 Pyranometer – LI-COR*), a 32 m, e temperatura e umidade relativa do ar (*HMP45C –*

*Temperature and Relative Humidity Probe - Vaisala*) a 29 m. As variáveis utilizadas no método da covariância de vórtices (componentes do vento, temperatura virtual do ar, densidade molar de vapor d'água e CO<sub>2</sub>) foram amostradas a uma frequência de 10 Hz, e as demais variáveis foram amostradas a cada 10 s, sendo armazenadas as suas médias a cada minuto. Os dados utilizados aqui compreendem o período entre novembro de 2009 e abril de 2012.

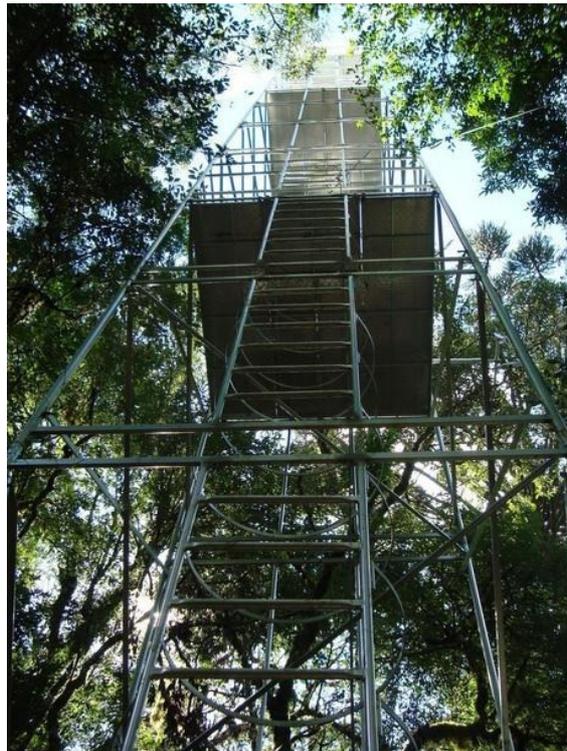


Figura 1: Torre micrometeorológica.

Os fluxos turbulentos e as médias das variáveis meteorológicas foram calculados em intervalos de 30 minutos para todo o período de operação da torre na qual havia dados. Perdas de dados por falha de energia e falhas do sistema ocorreram em alguns momentos, bem como a necessidade do descarte dos dados em períodos com chuva ou saturação da umidade do ar, na qual alguns instrumentos não oferecem boa resposta. Para estes períodos, foram utilizados alguns procedimentos para o preenchimento das falhas, explicados em detalhes ainda nesta seção. Além disso, em períodos de pouco vento, na qual a intensidade da turbulência é baixa, este método

tende a subestimar as trocas entre a superfície e a atmosfera, em especial para as trocas de CO<sub>2</sub>. Um procedimento normalmente feito para minimizar este problema é substituir os fluxos em períodos na qual a turbulência não é suficiente para realizar o transporte por fluxos de períodos em que as condições eram similares, mas com turbulência mais intensa.



Figura 2: Sistema de covariância de vórtices: anemômetro sônico e analisador de gás acima (a) e no interior (b) da floresta.

Para o cálculo dos ciclos diários, tanto para as variações mensais quanto para as variações por estação, foram utilizados apenas os dados disponíveis, sem nenhum tipo de preenchimento de falhas ou correção para os períodos de baixa intensidade turbulenta noturna. Já para os fluxos acumulados, foi calculada a média diária para

todo o período e o acumulado dos valores para dados corrigidos, na qual foi feito o preenchimento das falhas e correção dos fluxos noturnos de CO<sub>2</sub>, e para dados não corrigidos, na qual nenhum destes procedimentos foi executado.

### 2.3. Filtragem de dados

Inicialmente, é feita uma análise dos dados de fluxos de CO<sub>2</sub>, na qual são descartados os valores que devem extrapolar a capacidade fenológica do sistema que está sendo analisado. Para o caso da floresta de araucária, valores irreais de respiração e fotossíntese foram fixados > de 15  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  e < de -50  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  para o nível de 32 m, e acima de 15  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  e abaixo de -5  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  para o nível de 11 m, como recomendado em Olson et al. (2004). Além disso, em condições de chuva e saturação da umidade do ar, o anemômetro sônico e o analisador de gás de caminho aberto não oferecem boas medidas, gerando dados espúrios. Nestes casos, os dados devem ser descartados, bem como a meia hora seguinte, necessária para a secagem dos equipamentos (Ruppert et al., 2006). Além disso, frequentemente as medidas exibem ruídos (*spikes*), fazendo-se necessária a passagem de um filtro para a sua remoção. Estes filtros comparam os fluxos de cada meia hora ( $f_i$ ) com a média ( $f_{mi}$ ) e o desvio padrão ( $f_{sdi}$ ) de 200 pontos em torno da meia hora, de acordo com Béziat, Ceschia e Dedieu (2009).

$$f_i < f_{mi} - 2,5 \times f_{sdi} \quad (12)$$

ou

$$f_i > f_{mi} + 2,5 \times f_{sdi} \quad (13)$$

Os valores que não satisfazem estas equações são descartados. Ainda, acima da floresta (32 m) foram descartados os fluxos de CO<sub>2</sub> quando as condições atmosféricas representavam uma intensidade da turbulência insuficiente para realizar o transporte vertical. O valor de corte para a baixa intensidade turbulenta, dada aqui pela velocidade de fricção ( $u^*$ ), foi de 0,2  $\text{ms}^{-1}$ . No interior da floresta, como a intensidade da turbulência é, naturalmente, menos intensa do que acima do dossel, não foram feitas correções devido à baixa intensidade da turbulência.

## 2.4. Preenchimento de falhas

De todo o período de operação da torre micrometeorológica, cerca de 45% dos dados não estavam disponíveis devido à problemas com falta de energia ou alguma falha de equipamentos. Após a filtragem inicial dos dados, 67% dos dados ficaram indisponíveis no nível superior e 51% no nível inferior. Embora estes valores sejam elevados, estão dentro do esperado para esta técnica de medida (Moffat et al., 2007). Para uma melhor análise do balanço total de CO<sub>2</sub> da floresta, esses períodos com falhas são preenchidos por diferentes métodos, dependendo do período e dos dados disponíveis durante a falha (Falge et al., 2001). A primeira técnica é utilizada quando tem-se disponíveis as medidas de radiação incidente de onda curta ( $R_g$ ) e temperatura do ar para o período de falhas. O NEE é estimado usando a equação (14), que relaciona o fluxo de CO<sub>2</sub> à soma da produção primária bruta (GPP) com a respiração do ecossistema, desprezando os termos de armazenamento (Falge et al., 2001; Lasslop et al., 2010)

$$NEE = \frac{\alpha\beta R_g}{\alpha R_g + \beta} + R_{eco} \quad (14)$$

Os parâmetros  $\alpha$  e  $\beta$  da equação (14) são encontrados através de uma regressão não linear, utilizando uma função de Michaelis-Menten entre a  $R_g$  e a GPP para períodos diurnos.  $\alpha$  é a inclinação inicial da curva e  $\beta$  é o GPP na saturação da luz. Estes parâmetros foram obtidos através de janelas de cinco dias. O termo da respiração do ecossistema ( $R_{eco}$ ) foi obtido através da interpolação de um modelo exponencial (Lloyd e Taylor, 1994), que relaciona o NEE e a temperatura para períodos noturnos, na qual o fluxo CO<sub>2</sub> é a respiração do ecossistema, extrapolando estes valores para o período diurno com base nos parâmetros encontrados.

Para medidas no interior da floresta, foi utilizada uma técnica de múltiplas recreações realizadas em passos de 5 dias, que relacionam o fluxo de CO<sub>2</sub> com as variáveis meteorológicas de radiação e temperatura (Carmelia et al., 2011).

A segunda técnica, utilizada na ausência de medidas meteorológicas e conhecida como *Mean Diurnal Variation* (Falge et al., 2001), consiste em criar um dia

médio com base nos dias adjacentes para preenchimento das falhas. Esta técnica foi aplicada em janelas variáveis entre 14 e 21 dias, de acordo com o período de ausência de dados.

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1. Condições meteorológicas**

A Figura 3 mostra uma visão geral das variáveis meteorológicas medidas no sítio experimental para todo o período analisado, sendo apresentadas as médias a cada meia hora da radiação incidente de onda curta, pressão atmosférica, temperatura do ar e umidade relativa. Máximos de radiação incidente de onda curta (Figura 3a) foram observados de novembro à março, coincidindo com as máximas temperaturas e mínimas pressões em superfície, chegando a  $1200 \text{ Wm}^{-2}$  no começo de 2012, e mínimos ocorrendo em julho, não passando de  $600 \text{ Wm}^{-2}$ . A temperatura do ar (Figura 3b) apresentou uma variação de  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  ao longo do ano e uma média anual de  $18 \text{ }^\circ\text{C}$ , com as temperaturas mais baixas variando entre  $0$  e  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  nos meses de inverno e entre  $15$  e  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  nos meses de verão. A velocidade do vento variou, por todo o período, entre  $0$  e  $4 \text{ ms}^{-1}$ , chegando, em alguns momentos, a rajadas de até  $10 \text{ ms}^{-1}$ . A precipitação média na região fica entre  $1600$  e  $1800 \text{ mm}$ , e apesar de ocorrer uma diminuição na precipitação durante os meses de inverno, a região não apresenta uma estação seca bem definida (IAPAR, 2013).

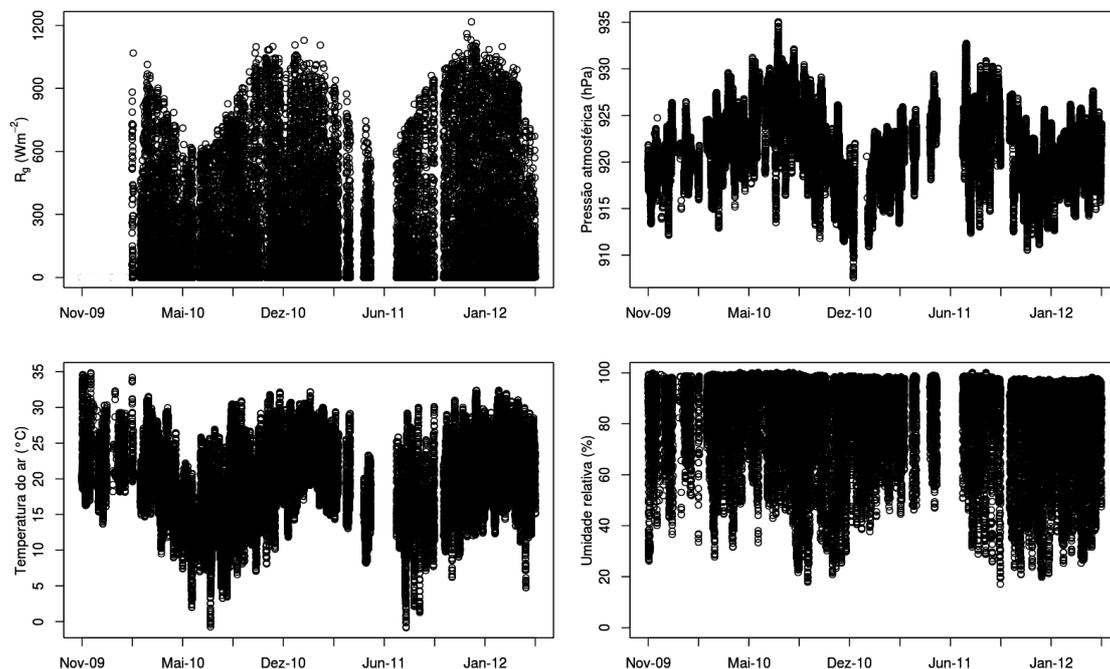


Figura 3: Séries temporais das variáveis meteorológicas para todo o período disponível de dados. São mostradas as médias a cada meia hora da radiação solar incidente (a), pressão atmosférica (b), temperatura do ar (c) e umidade relativa (d).

### 3.2. Problema dos Fluxos noturnos de CO<sub>2</sub>

Em uma situação ideal, os fluxos de CO<sub>2</sub> não deveriam mostrar uma dependência com relação à intensidade da turbulência, dependendo apenas da atividade biológica da fonte. Porém, quando há uma diminuição da turbulência, uma situação que ocorre principalmente em períodos noturnos em condições de pouco vento, fluxos calculados através do método da covariância de vórtices costumam ser frequentemente subestimados. Nestas situações, a turbulência não é suficiente para transportar verticalmente o CO<sub>2</sub> emitido, e este acaba acumulando abaixo do nível de medida ou sendo removido por escoamentos de drenagem. No sítio experimental de São João do Triunfo, os fluxos noturnos de CO<sub>2</sub> possuem uma forte dependência da intensidade da turbulência (Figura 4), com os fluxos tendendo a zero quando a intensidade da turbulência cai a zero, e permanecendo aproximadamente constante quando a intensidade da turbulência é maior que um certo valor crítico ( $\sigma_w > \sigma_{wc}$ ), em

torno de  $0,2 \text{ ms}^{-1}$  para este caso. Ainda, aqui, foi utilizado o desvio padrão da velocidade vertical para medida de intensidade da turbulência, ao invés da velocidade de fricção, como proposto por Acevedo et al. (2009). Para minimizar este problema, um procedimento adotado é substituir os fluxos de  $\text{CO}_2$  em condições de intensidade da turbulência abaixo do valor crítico, utilizado aqui somente no cálculo das médias dos fluxos.

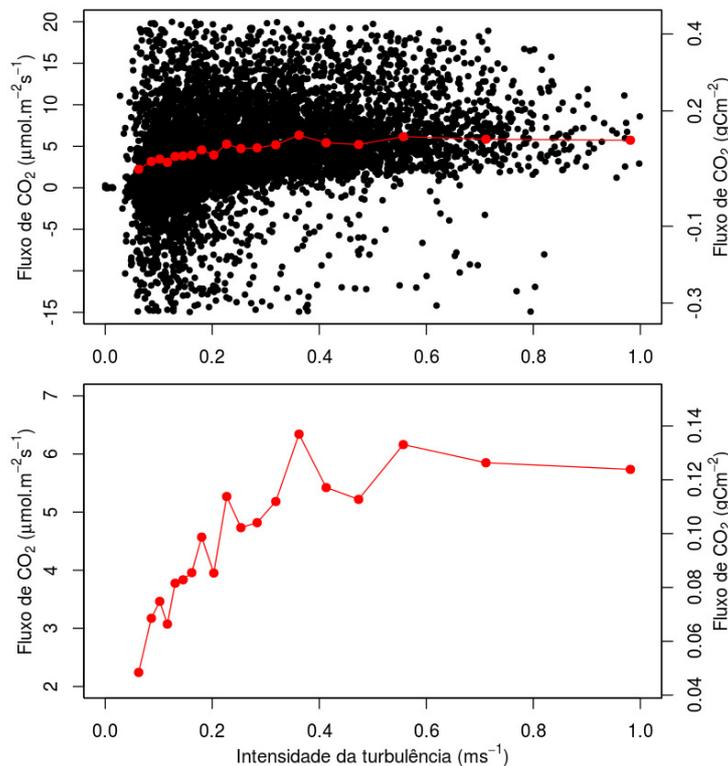


Figura 4: Fluxos noturnos de  $\text{CO}_2$  em 32 m como função da intensidade da turbulência para todo o período de dados. Foi utilizado aqui o desvio padrão da velocidade vertical como medida de intensidade da turbulência (ver texto). As linhas vermelhas referem-se à média em blocos dos pontos do gráfico superior.

### 3.3. Visão geral dos fluxos de $\text{CO}_2$

Ao longo do período de análise, os fluxos de  $\text{CO}_2$  mostram uma clara variação sazonal tanto acima quanto no interior da floresta (figura 5). Fluxos de  $\text{CO}_2$  resultam da diferença entre os processos de fotossíntese e respiração, dependendo da atividade

biológica das plantas. Por convenção, fluxos negativos indicam que a floresta está absorvendo  $\text{CO}_2$  e fluxos positivos indicam que a floresta está atuando como fonte de  $\text{CO}_2$ . No nível superior observa-se que, durante os meses de junho, julho e agosto, os fluxos de  $\text{CO}_2$  foram menos intensos, coincidindo com os períodos de menor temperatura e menor disponibilidade de radiação solar (Figura 3), com uma absorção máxima em torno de  $20 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , ocorrendo um aumento na absorção de  $\text{CO}_2$  entre novembro e março, chegando a quase  $40 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  em alguns períodos. No nível inferior, esta característica é menos visível, mas os fluxos também mostraram-se ligeiramente menos intensos nos meses de inverno e mais intensos no verão. Além disso, apesar de haver absorção de  $\text{CO}_2$ , os fluxos são predominantemente positivos neste nível, e da mesma ordem de grandeza dos fluxos acima do dossel. Esta característica, assim como a variação sazonal dos fluxos em ambos os níveis, será melhor observada na análise dos ciclos diários. Na média anual, o fluxo de  $\text{CO}_2$  foi negativo acima do dossel e positivo no interior, indicando que, apesar do interior da floresta atuar como uma fonte de dióxido de carbono, a floresta como um todo atua como sumidouro de  $\text{CO}_2$ .

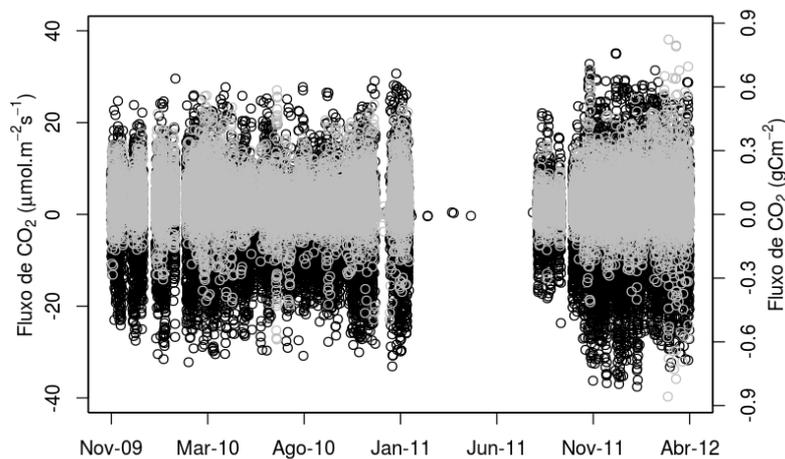


Figura 5: Evolução temporal dos fluxos de  $\text{CO}_2$ , calculados a cada meia hora, para o nível de 32 m (círculos pretos) e para o nível de 11 m (círculos cinza) para todo o período.

### 3.4. Variação sazonal dos ciclos médios diários dos fluxos de CO<sub>2</sub>

Os fluxos de CO<sub>2</sub> apresentaram comportamento semelhante ao longo das diferentes estações do ano (Figura 6). No nível superior, os fluxos tiveram valores médios positivos durante a noite e negativos durante o dia, ao longo de todo o ano. Em média, os ciclos diários mostraram valores muito próximos em todas as estações, com exceção do período de inverno, que apresentou uma redução tanto da emissão noturna quanto da absorção diurna de CO<sub>2</sub>. Para o verão, outono e primavera, o máximo de absorção média, durante o dia, ficou em torno de 14  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , ocorrendo sempre em torno das 13 horas (hora local). Entretanto, a diferença mais significativa entre as estações ocorreu para o outono durante a noite. Enquanto que, para o verão e primavera, o máximo de emissão noturna foi superior a 7  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , no outono este valor não passou de 5  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , sendo, então, a época em que foi registrada a maior absorção média de CO<sub>2</sub>. A Tabela 1 mostra os valores de absorção média para cada estação. No verão, apesar de uma grande absorção média durante o período diurno, há um aumento nas taxas de respiração noturna, fazendo com que, na média, esta seja a estação com menor assimilação de CO<sub>2</sub>. O período de inverno apresentou a maior diferença no ciclo diário dos fluxos de CO<sub>2</sub>. Tanto a emissão quanto a absorção apresentaram uma diminuição nesta época, com a emissão noturna ficando abaixo de 5  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , e o pico de absorção ficando em 10  $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , uma redução de até 30 % em relação ao restante do ano.

No interior do dossel, o ciclo médio diário dos fluxos de CO<sub>2</sub> mostra que as trocas deste escalar são, em geral, menos intensas se comparadas ao nível superior, principalmente durante o período diurno. O processo dominante abaixo do nível de 11 m foi a respiração, com os fluxos sendo predominantemente positivos ao longo do dia, como já mostrado na Figura 5. Isto mostra que esta porção da floresta atua, em média, tanto durante o dia quanto à noite, como uma fonte de CO<sub>2</sub>. Apesar do processo de respiração ser dominante no interior da floresta, a Figura 6 mostra que há evidências do processo de fotossíntese neste nível.

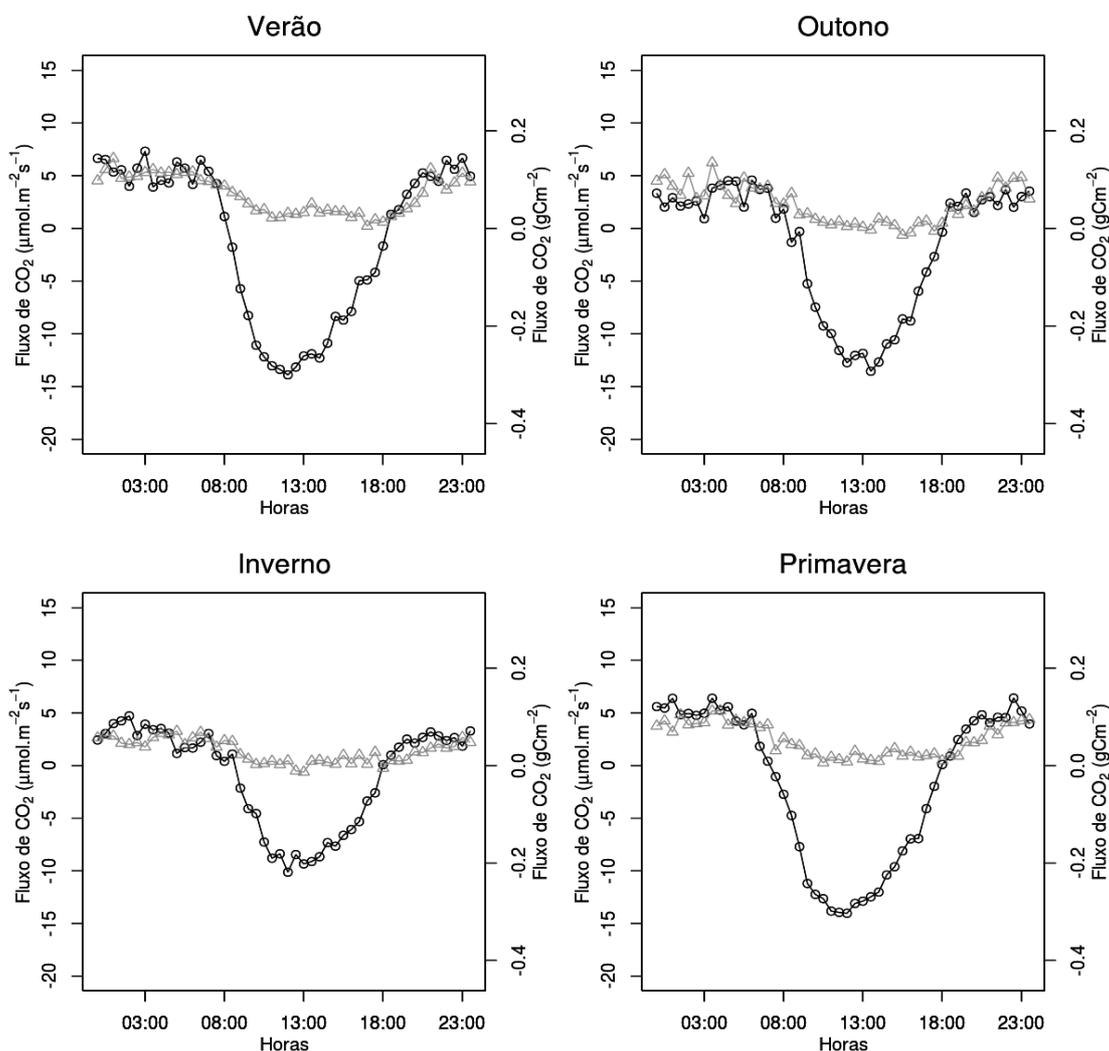


Figura 6: Ciclo médio diário dos fluxos de CO<sub>2</sub> acima (linhas pretas e círculos) e no interior (linhas cinza e triângulos) da floresta de araucária para o verão (painel superior esquerdo), outono (painel superior direito), inverno (painel inferior esquerdo) e primavera (painel inferior direito).

A diferença observada entre os fluxos durante o período diurno e noturno, com uma diminuição dos fluxos durante o dia, mostra que, durante este período, há absorção de CO<sub>2</sub> pelo solo e vegetação abaixo de 11 m. Entretanto, este processo não é intenso o suficiente para superar o CO<sub>2</sub> emitido através dos processos de respiração. Durante a noite, os fluxos no interior da floresta são de magnitude semelhante aos medidos acima do dossel. Isso indica que a respiração noturna é dominada por

processos originados predominantemente nos níveis mais próximos ao solo. Não é incomum que a emissão noturna no nível mais baixo exceda o valor registrado no nível superior. No outono, essa condição chega a ocorrer na média da estação. Law, Baldocchi e Anthoni (1999) registraram resultado semelhante, atribuindo aos períodos de pouca turbulência nas quais a emissão junto à superfície é registrada no nível inferior, mas não pelo nível superior, por acumular junto às folhas e ser, então, transportada horizontalmente sem ser registrada pelo sensor no nível superior.

Tabela 1: Fluxo médio de CO<sub>2</sub> por estação do ano, para medidas em 32 e 11 m. Aqui, foram considerados apenas os dados disponíveis, sem nenhum tipo de correção. A coluna 32 m – 11 m refere-se à diferença do fluxo entre os dois níveis, equivalente ao que está sendo trocado apenas pela parte superior da floresta.

Estação	Fluxo de CO <sub>2</sub> médio ( $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ )		
	32 m	11 m	32 m - 11 m
Verão	-0,91	3,25	-4,16
Outono	-1,67	2,31	-3,98
Inverno	-0,96	1,41	-2,37
Primavera	-1,63	2,46	-4,09

### 3.5. Variação mensal dos ciclos médios diários dos fluxos de CO<sub>2</sub>

A análise mensal dos ciclos médios diários segue o padrão já observado na variação sazonal dos ciclos médios diários (Figura 7). Acima do dossel, há um evidente ciclo diurno, com processos de respiração dominando durante a noite e a fotossíntese sendo dominante durante o dia. Além disso, há uma maior variabilidade dos fluxos, principalmente durante o período noturno, chegando, por vezes, a apresentar fluxos negativos em alguns meses, como pode ser visto de maio a agosto. Há, também, uma maior absorção noturna média em alguns meses, chegando a quase  $10 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  em fevereiro. Estas variações não ficam tão evidentes quando analisadas em um período maior, como nas médias por estação. O pico de absorção ficou próximo ao visto nos ciclos médios diários sazonais, com os meses com menor disponibilidade de radiação solar exibindo máximos de absorção em torno de  $10 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , chegando a  $15 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  em fevereiro.

$^2s^{-1}$ , nos meses restantes do ano. No interior da floresta, em alguns meses fica mais evidente o processo de fotossíntese, com os fluxos tornando-se negativos durante o dia, o que ocorreu principalmente nos meses mais frios. A maior absorção média mensal ocorreu no mês de maio, chegando a absorver  $1,97 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ , o equivalente a aproximadamente  $232 \text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{mês}^{-1}$ , seguido do mês de dezembro, absorvendo  $1,83 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  ( $215 \text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{mês}^{-1}$ ). Entretanto, devido à grande emissão que ocorre no interior da floresta, o mês de janeiro foi o que apresentou uma maior absorção somente pela parte superior da floresta, dado pela subtração do valor encontrado nos dois níveis, chegando a  $4,58 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  ( $540\text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{mês}^{-1}$ ). Já a menor absorção pela floresta, como um todo, ocorreu para o mês de fevereiro, ficando em  $0,01 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  ( $1 \text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{mês}^{-1}$ ), sendo que neste mês foi registrada a maior emissão média pelo solo e níveis inferiores da floresta ( $3,53 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$  ou  $375 \text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{mês}^{-1}$ ). Estes valores são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2: Fluxo médio de  $\text{CO}_2$  por mês do ano, medidos em 32 e 11 m. Aqui, foram considerados apenas os dados disponíveis, sem nenhum tipo de correção, e as médias foram calculadas para todos os dados disponíveis de um mesmo mês. A coluna 32 m – 11 m refere-se à diferença do fluxo entre os dois níveis, equivalente ao que está sendo trocado apenas pela parte superior da floresta.

Mês	Fluxo de $\text{CO}_2$ médio ( $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ )		
	32 m	11 m	32 m - 11 m
Janeiro	-1,36	3,22	-4,58
Fevereiro	0,01	3,53	-3,52
Março	-0,91	3,11	-4,02
Abril	-1,54	2,66	-4,19
Maio	-1,97	2,04	-4,01
Junho	-1,51	1,88	-3,39
Julho	-1,25	1,37	-2,62
Agosto	-1,31	1,25	-2,56
Setembro	-0,51	1,58	-2,09
Outubro	-1,63	1,84	-3,47
Novembro	-1,48	2,59	-4,07
Dezembro	-1,83	2,62	-4,45

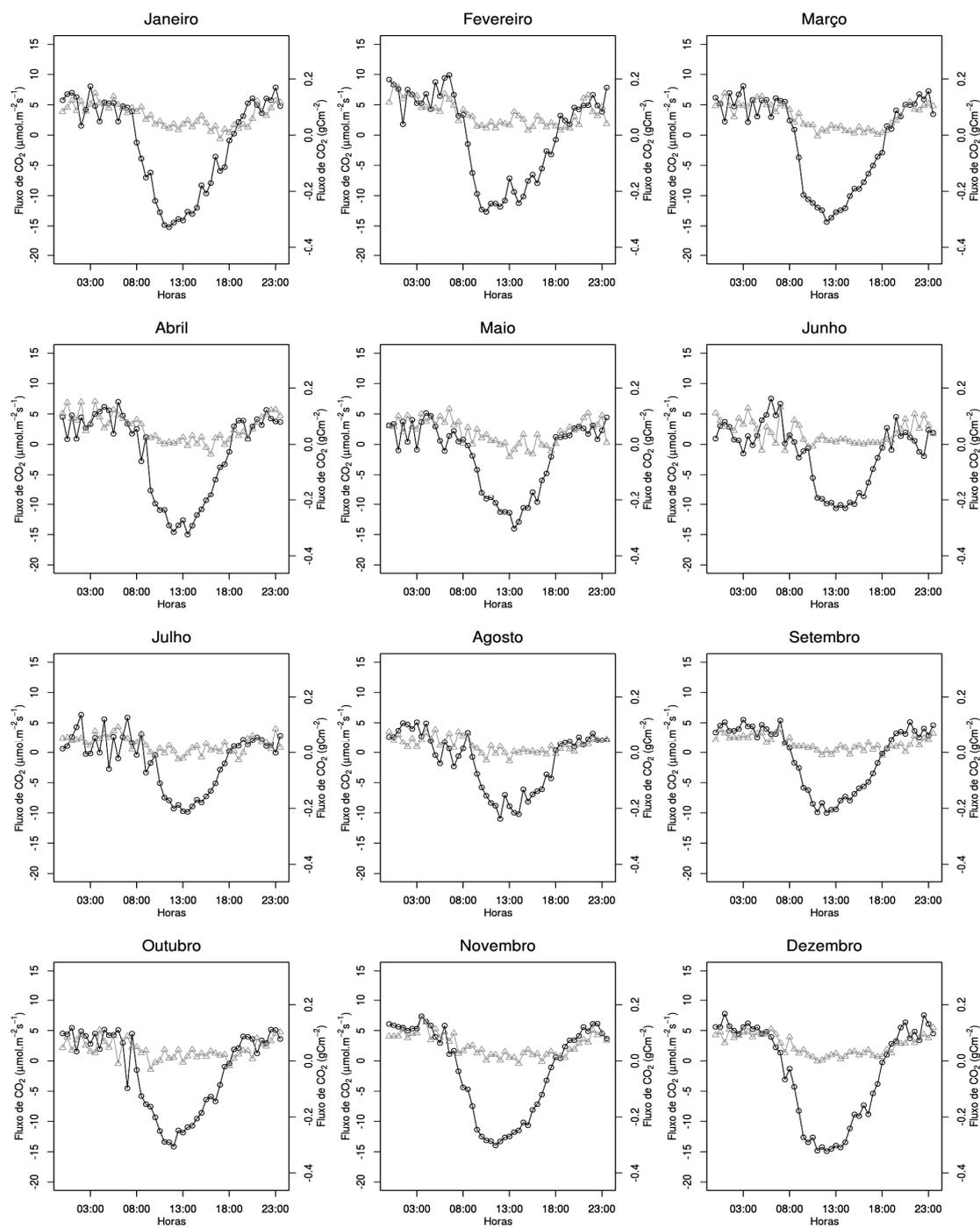


Figura 7: Ciclo médio diário dos fluxos de CO<sub>2</sub> acima (linhas pretas e círculos) e no interior (linhas cinza e triângulos) da floresta de araucária. Cada painel refere-se à média de todos os dados disponíveis para cada mês do ano ao longo do período de operação da torre micrometeorológica.

### 3.6. Fluxos mensais de CO<sub>2</sub>

Analisando a média mensal para todo o período de operação da torre micrometeorológica, o mês que apresentou maior absorção média foi em dezembro de 2011 (Tabela 3). Nesta tabela são considerados também os períodos onde foi preciso fazer um preenchimento de falhas. Um fato importante a destacar foi que fevereiro foi o único mês a apresentar uma emissão média de CO<sub>2</sub> ao longo do mês, tanto em 2010 quanto em 2012, apresentando absorção de CO<sub>2</sub> em 2011.

### 3.7. Totais acumulados dos fluxos de CO<sub>2</sub>

A estimativa total dos fluxos de CO<sub>2</sub> para a floresta de araucária é negativa. Ao longo do ano, o nível superior da floresta é, em geral, um absorvedor de CO<sub>2</sub>, enquanto que os níveis mais próximos do solo atuam como uma fonte de dióxido de carbono. A figura 8 mostra o acumulado dos fluxos médios diários de CO<sub>2</sub>, tanto acima quanto para o interior do dossel. Além disso, são apresentados, para efeitos de comparação, os fluxos calculados sem nenhum tipo de correção, e os fluxos após o preenchimento dos períodos com falhas e com a substituição dos dados em períodos onde a intensidade da turbulência era baixa. Como esperado, acima do dossel, o fluxo acumulado corrigido é menor do que o sem correção, já que é principalmente durante a noite que ocorre uma diminuição da intensidade da turbulência, de modo que os valores da respiração noturna podem estar sendo subestimados nestas condições, causando uma superestimativa do sequestro de CO<sub>2</sub>. Já para o interior do dossel, ocorre o oposto, com os dados corrigidos ficando maiores que os sem correção. Levando-se em conta apenas os dados corrigidos, ao fim do primeiro ano de dados (novembro de 2009 a outubro de 2010) foi observada uma absorção total de 0,81 kgCO<sub>2</sub>m<sup>-2</sup> no nível de 32 m, que corresponde ao que a floresta está absorvendo como um todo, e uma emissão de 2,97 kgCO<sub>2</sub>m<sup>-2</sup> no interior da floresta. Ao fim do segundo ano, a absorção total chegou a 1,88 kgCO<sub>2</sub>m<sup>-2</sup> no nível superior, registrando uma emissão de 6,3 kgCO<sub>2</sub>m<sup>-2</sup> no interior da floresta. Considerando somente o segundo ano de dados, a absorção do nível superior foi de 1,07 kgCO<sub>2</sub>m<sup>-2</sup> e a emissão no nível inferior de 3,33 kgCO<sub>2</sub>m<sup>-2</sup>. Para o período total de operação da torre

micrometeorológica, a absorção total pela floresta foi de  $2,48 \text{ kgCO}_2\text{m}^{-2}$ , uma média de  $0,99 \text{ kgCO}_2\text{m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ , com uma emissão total no nível inferior de  $8,03 \text{ kgCO}_2\text{m}^{-2}$ . Se considerarmos somente o nível superior da floresta ao invés da floresta como um todo, ou seja, a parte da floresta responsável pela maior parte da fotossíntese, a absorção chegou a  $10,51 \text{ kgCO}_2\text{m}^{-2}$ , resultado da diferença entre os dois níveis. Estes valores podem ser encontrados na Tabela 4. Na Figura 8, cabe salientar que, para os dados apresentados como sendo sem correção, não foi feito o preenchimento dos períodos sem dados, com estes períodos ficando fora do cálculo dos acumulados, o que pode ser observado principalmente entre fevereiro e outubro de 2011. Se estes períodos estivessem disponíveis e fossem considerados na análise dos dados, é provável que a absorção total da floresta fosse ainda mais intensa para os dados não corrigidos.

Tabela 3: Fluxo médio de CO<sub>2</sub> por mês de dados, medidos em 32 e 11 m. A coluna 32 m – 11 m refere-se à diferença do fluxo entre os dois níveis, equivalente ao que está sendo trocado apenas pela parte superior da floresta. Valores com (\*) são referentes a períodos com falhas de dados. Estes dados foram preenchidos com os métodos descritos na seção 2.

Mês	Fluxo de CO <sub>2</sub> médio ( $\mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ )		
	32 m	11 m	32 m - 11 m
nov-09	-0,16	3,2	-3,36
dez-09	-1,3	3,37	-4,68
jan-10	-0,93	3,06	-3,99
fev-10	0,16	3,66	-3,5
mar-10	-0,94	3,25	-4,19
abr-10	-1,55	2,91	-4,46
mai-10	-1,98	2,04	-4,02
jun-10	-1,51	1,88	-3,39
jul-10	-1,25	1,37	-2,62
ago-10	-1,64	1,24	-2,88
set-10	-0,64	1,53	-2,17
out-10	-1,69	1,74	-3,43
nov-10	-1,86	2,58	-4,44
dez-10	-1,74	2,31	-4,04
jan-11	-0,85	3,35	-4,2
fev-11	-0,89	3,17	-4,06
mar-11	-0,49(*)	2,71(*)	-3,19(*)
abr-11	-1,86(*)	2,38(*)	-4,24(*)
mai-11	-1,53(*)	2,67(*)	-4,2(*)
jun-11	-2,2(*)	2,11(*)	-4,31(*)
jul-11	-1,17(*)	1,51(*)	-2,68(*)
ago-11	-0,23	1,29	-1,53
set-11	-0,17	1,69	-1,86
out-11	-1,5	2,02	-3,52
nov-11	-1,79	2,25	-4,04
dez-11	-2,19	2,34	-4,53
jan-12	-1,85	3,24	-5,09
fev-12	0,16	3,54	-3,38
mar-12	-0,86	2,97	-3,82
abr-12	-1,5	2,32	-3,82

Tabela 4: Fluxos de CO<sub>2</sub> acumulados para todo o período de dados disponível, medidos em 32 e 11 m. Dados com correção referem-se aos dados na qual foi feito preenchimento dos períodos de falhas e substituição dos períodos com pouca turbulência. A coluna 32 m – 11 m refere-se à diferença do fluxo entre os dois níveis, equivalente ao que está sendo trocado apenas pela parte superior da floresta

Período	Fluxo de CO <sub>2</sub> acumulado (kgCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> )					
	32 m		11 m		32 m - 11 m	
	Com correção	Sem correção	Com correção	Sem correção	Com correção	Sem correção
Ano 1	-0,81	-1,44	2,97	2,28	-3,78	-3,72
Ano 2	-1,07	-0,57	3,33	0,82	-4,4	-1,39
Total	-2,48	-3,07	8,03	4,8	-10,51	-7,87

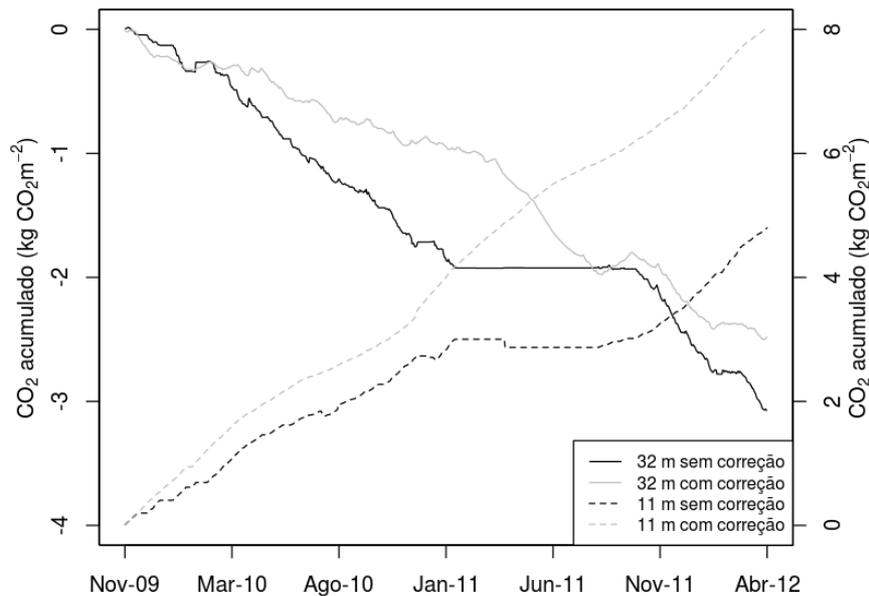


Figura 8: Acumulado do fluxo médio diário de CO<sub>2</sub> acima (linhas cheias e eixo à esquerda) e no interior da floresta (linhas tracejadas e eixo à direita) para dados corrigidos (linhas cinza) e sem correção (linhas pretas).

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho foram analisadas as trocas de CO<sub>2</sub> acima e no interior de uma floresta de araucária, localizada em um sítio experimental no município de São João do Triunfo – PR. A torre micrometeorológica permaneceu em operação durante o período de 30 meses, fazendo medidas de variáveis meteorológicas e trocas gasosas entre a floresta e a atmosfera.

Os resultados mostram que, ao longo do período deste estudo, a floresta como um todo atuou como um sumidouro de CO<sub>2</sub>. De novembro de 2009 a abril de 2012, houve uma absorção total de 2,48 kgm<sup>-2</sup> de CO<sub>2</sub>, equivalente a 0,99 kgm<sup>-2</sup>ano<sup>-1</sup>, com as maiores absorções ocorrendo nos meses de outono.

#### REFERÊNCIAS

Acevedo, O. C. et al. Is friction velocity the most appropriate scale for correcting nocturnal carbon dioxide fluxes? **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 149, p. 1–10, 2009.

Aubinet, M. et al. Comparing CO<sub>2</sub> storage and advection conditions at night at different CARBOEUROFLUX sites. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 116, p. 63–94, 2005.

Aubinet, M. Eddy covariance CO<sub>2</sub> flux measurements in nocturnal conditions: an analysis of the problem. **Ecological Applications**, v. 18, n. 6, p. 1368–1378, 2008.

Baldocchi, D. D. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. **Global Change Biology**, v. 9, p. 479–492, 2003.

Béziat, P.; Ceschia, E.; Dedieu, G. Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 149, p. 1628-1645, 2009.

CarmeliaM. et al. Estimating Annual CO<sub>2</sub> Flux for Lutjewad Station Using Three Different Gap-Filling Techniques. **The Scientific World Journal**, v. 2012, Article ID 842893, 10 pages, 2012.

Falge, E. et al. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.107, p. 43-69, 2001.

IAPAR. INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. Londrina, 2011. Disponível em:<<http://www.iapar.br>>. Acesso em: 29 jul. 2013.

Lasslop, G. et al. Separation of net ecosystem exchange into assimilation and respiration using a light response curve approach: critical issues and global evaluation. **Global Change Biology**, v.16, 187-208, 2010.

Law, B. E.; Baldocchi, D. D.; Anthoni, P. M. Below-canopy soil CO<sub>2</sub> fluxes in a ponderosa pine forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 94, p. 171–188, 1999.

Lloyd, J., Taylor,J.A. On the temperature dependence of soil respiration. **Funct. Ecology**. v. 8, p.315-323, 1994.

Massman, W. J.; Lee, X. Eddy covariance flux corrections and uncertainties in long-term studies of carbon and energy exchanges. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 113, p. 121–144, 2002.

Moffat A. M. et al. Comprehensive comparison of gap filling techniques for net carbon fluxes. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 147, p. 209-232, 2007.

Nobre, C. A.; Nobre, A. D. O balanço de carbono na Amazônia brasileira. **Revista Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 81–90, 2002.

Olson, R.J. et al. **FLUXNET: Database of Fluxes, Site Characteristics, and Flux-Community Information**. Environmental Sciences Division Oak Ridge National Laboratory, 2004.

Ruppert, J.et.al. Innovative gap-filling strategy for annual sums of CO<sub>2</sub> net ecosystem

exchange. **Agricultural and Forest Meteorology** 138, p.5-18, 2006.

Webb, E. K.; Pearman, G. I.; Leuning, R. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 106, p. 85–100, 1980.

Williams, M. et al. Improving land surface models with fluxnet data. **Biogeosciences**, v. 6, n. 7, p. 1341–1359, 2009.



Agência Brasileira do ISBN  
ISBN 978-85-60402-04-5



9 788560 402045

