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

**Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área
de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo**

Tiago Cavalheiro Barbosa

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor
em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção
em: Silvicultura e Manejo Florestal

**Piracicaba
2015**

Tiago Cavalheiro Barbosa
Engenheiro Agrônomo

Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo

Orientador:
Prof. Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Silvicultura e Manejo Florestal

Piracicaba
2015

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

Barbosa, Tiago Cavalheiro
Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área de Mata Atlântica,
na Serra da Cantareira, São Paulo / Tiago Cavalheiro Barbosa. - - Piracicaba, 2015.
100 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Floresta Ombrófila Densa Montana 2. Sequestro de Carbono 3. Mudança climática
4. Altura da Árvore 5. Método destrutivo 6. Método não destrutivo 7. Floresta secundária
8. Densidade básica da madeira I. Título

CDD 634.94
B238q

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Aos meus pais Luiz Mauro Barbosa e
Maria Rita Cavalheiro Barbosa, pela vida,
pela torcida, por todo apoio e incentivo.

Às minhas irmãs Karina e Maíra.

A toda minha família.

À família Neto e Nascimento, nas pessoas do
Seu Zé e da Dona Fátima.

Aos meus amigos de todas as horas.

E por fim, com especial importância,
à Ana Paula Neto,
pela PACIÊNCIA,
pelo amor, apoio, carinho,
incentivo e companheirismo...

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A **Deus**, acima de tudo, pela vida e por me proporcionar a oportunidade de evoluir por meio dos estudos.

À **Ana Paula Neto**, pessoa tão importante em minha vida, que tanto me apoia e me auxilia, faltando-me palavras para descrever a importância de sua presença em minha vida.

Aos **meus pais, Luiz Mauro e Maria Rita**, por todo o suporte, amor e carinho.

Às **minhas irmãs, Karina e Máira**, pela torcida para que tudo desse certo.

Ao Prof. Dr. **Hilton Thadeu Zarate do Couto**, por sua orientação, confiança e amizade. Doutor, aprendi muito com você, obrigado por compartilhar seus conhecimentos, transformando-os em ensinamentos a todos os seus orientados.

À **ESALQ (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”)**, pela estrutura e apoio no trabalho.

À **DERSA - Desenvolvimento Rodoviário S.A.**, pelo apoio logístico, por meio das empreiteiras que auxiliaram nos trabalhos de campo. Sem esse apoio, o estudo não seria possível.

Ao **Instituto de Botânica**, por todo respaldo e cessão de uso de toda a infraestrutura de laboratórios, sendo este apoio de fundamental importância para a obtenção de êxito neste trabalho.

Ao **Dr. Luiz Mauro Barbosa**, diretor geral do Instituto de Botânica e coordenador do **CERAD – Coordenação Especial de Restauração de Áreas Degradadas**, laboratório este que também foi muito importante no desenvolvimento deste trabalho.

Ao **Michel Colmanetti**, pela fundamental parceria na realização dos trabalhos.

À **Regina Shirasuna**, por sua dedicação e auxílio nas atividades de campo, na identificação e revisão dos materiais botânicos.

À **Elenice Eliana Teixeira**, pelo importante e constante auxílio em relação às correções ortográficas.

Ao **Fulvio Parajara**, amigo e companheiro de várias jornadas, que me apoiou e incentivou desde o princípio.

À **Cilmara Augusto**, pelo apoio e por toda a torcida.

Aos **estagiários** e aos **assistentes** Paulo Ortiz e Fernando Lima, que me proporcionaram vasta troca de experiência e me auxiliaram nas atividades de campo.

A todos os demais **amigos do CERAD**, pela troca de experiências e conhecimento durante os trabalhos de campo, expedientes e cafezinhos.

Aos **professores integrantes da banca examinadora de qualificação**, pelas importantes contribuições para a evolução da qualidade desta pesquisa.

Aos **amigos da ESALQ/USP e colegas de disciplinas**, pelo importante intercâmbio de experiências e conhecimentos que, com toda a certeza, contribuíram para minha formação profissional.

À **Giovana Oliveira** e à equipe da Secretaria do Departamento de Ciências Florestais, pela solicitude e delicadeza com que sempre me atenderam.

Às bibliotecárias **Eliana** e **Silvia**, pelo carinho, dedicação e profissionalismo com que exercem suas funções.

À **Dra. Adriene Woods Pedrosa**, pela disponibilidade nas revisões.

À **Mel, ao Fernando e à Liliam Ribeiro**, thanks for the reviews in the abstracts.

Ao **Alexandre Soares**, pela amizade e por todo o apoio e incentivo.

Ao **Seu Osvaldo**, o Trisca, por todo apoio, incentivo e torcida.

À **Universidade Federal de Viçosa**, onde tudo começou.

Ao Prof. Dr. **João Augusto Alves Meira Neto**, que me iniciou nas pesquisas científicas.

À **Casa do Caminho** (Viçosa – MG), por ter me mostrado o caminho por inúmeras vezes, por ter me ensinado a ser mais humano, a valorizar as coisas importantes da vida e por me proporcionar tantas amizades que, mesmo estando distantes, estão sempre por perto. O meu muito obrigado a TODOS desta CASA.

A todos que me apoiaram e que, de alguma forma, contribuíram para que esse trabalho fosse possível.

**A TODOS VOCÊS,
MUITÍSSIMO OBRIGADO!**

"Faça o que você pode,
com o que você tem,
no lugar onde você está!"

Theodore Roosevelt

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
Referências	22
2 TAMANHO, FORMA DE PARCELAS E INTENSIDADE AMOSTRAL PARA QUANTIFICAÇÃO DE BIOMASSA E CARBONO DA PARTE AÉREA, EM UMA ÁREA NA SERRA DA CANTAREIRA, SÃO PAULO	29
Resumo	29
Abstract	29
2.1 Introdução.....	30
2.2 Material e Métodos	32
2.3 Resultados.....	39
2.4 Discussão	44
2.5 Conclusões	47
Referências	47
3 DETERMINAÇÃO DE CARBONO E BIOMASSA DA PARTE AÉREA DE UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA, NA SERRA DA CANTAREIRA, SÃO PAULO...	53
Resumo	53
Abstract	53
3.1 Introdução.....	54
3.2 Material e Métodos	58
3.3 Resultados.....	65
3.4 Discussão	77
3.5 Conclusões	87
Referências	87
ANEXOS	97

RESUMO

Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo

A atividade humana tem contribuído com as emissões de gases de efeito estufa (GEE) associadas, principalmente, com queima de combustíveis fósseis e mudanças no uso da terra. Assim, se faz necessário que sejam adotadas medidas visando o retardamento dos efeitos das mudanças climáticas. As florestas exercem papel essencial no balanço de carbono principalmente por funcionarem como sumidouros de CO₂. Por outro lado, se desmatadas, promovem emissões e liberam parte do carbono estocado. A quantidade de biomassa florestal e o teor de carbono podem variar em função do tipo florestal, bem como de sua localização. Entretanto, fator importante diz respeito à confiabilidade dos dados mensurados neste tipo de pesquisa. A biomassa e o carbono da parte aérea podem ser determinados via método destrutivo, ou estimados via método não destrutivo. A construção do Rodoanel Mário Covas trecho norte e a supressão de uma área de Mata Atlântica possibilitou a realização de estudo de biomassa da parte aérea via método destrutivo. O objetivo deste trabalho foi estudar o tamanho e forma de parcelas, a intensidade amostral, quantificar a biomassa e o carbono na parte aérea, comparar métodos destrutivos e não destrutivos para a quantificação de biomassa e carbono na parte aérea, estudar a variação da densidade básica da madeira das espécies nas diferentes classes de DAP e grupos sucessionais e comparar as medidas de altura total e DAP obtidas a campo no inventário com as medidas coletadas após o corte. O tamanho mais conveniente de parcela foi 400 m², com forma retangular e dimensão de 10 x 40 m. A intensidade amostral variou entre 39 e 75 unidades amostrais. A biomassa da parte aérea obtida, via método destrutivo, foi de 188,3 Mg ha⁻¹ e o carbono, 85,1 Mg ha⁻¹. A biomassa estimada por equações alométricas da literatura foi subestimada, quando comparada ao valor real, obtido via método destrutivo. As menores classes de DAP apresentaram as maiores densidades básicas da madeira. A densidade básica foi 0,488 g cm⁻³ na média das espécies. A porcentagem de carbono contida nos troncos e galhos não diferiu entre as classes de DAP. O teor de carbono foi 45,41%, na média dos troncos e galhos. Espécies pioneiras acumularam maior quantidade de biomassa e carbono nos galhos e apresentaram maior densidade básica que as não pioneiras. A utilização dos dados coletados na fase de inventário e após o corte não afetaram os valores de biomassa estimados.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Densa Montana; Sequestro de Carbono; Mudança climática; Altura da Árvore; Método destrutivo; Método não destrutivo; Floresta secundária; Densidade básica da madeira

ABSTRACT

Quantification of aboveground biomass and carbon in an Atlantic Forest area, at Serra da Cantareira, São Paulo

Human activity has contributed to the emission of greenhouse gases associated mainly with burning fossil fuels and changes in land use. Thus, it is necessary that measures be adopted to delay the effects of climate change. Forests play an essential role in the carbon balance mainly acting as CO₂ sinks. On the other hand, if they are deforested, they will promote emissions and release some of the stocked carbon. The amount of forest biomass and the carbon content may vary depending on the forest type and its location. However, an important factor is about the reliability of the data measured in this type of research. Aboveground biomass and carbon can be determined via destructive method or estimated by non-destructive method. The construction of the north extension of Mário Covas Road and the suppression of an Atlantic forest area made it possible to carry out study of the aboveground biomass via destructive method. The goal of this work was to study the size and shape of plots, the sampling intensity, their aboveground biomass and carbon, compare destructive and non-destructive methods for the quantification of biomass and carbon, study the variation of wood basic density in the species in different classes of diameter of trunk at breast height (DBH) and successional groups and compare the total height and DBH measures obtained on field in the inventory with the measures taken after the cut. The most convenient plot size is 400 m², with rectangular shape and size of 10 x 40 m. The sampling intensity varied between 39 and 75 sample units. The aboveground biomass obtained, via destructive method, was 188.3 Mg ha⁻¹ and carbon, 85.1 Mg ha⁻¹. The biomass estimated by allometric equations of the literature was underestimated compared to the real value obtained via destructive method. Smaller DBH classes had the highest wood basic density. The basic density was 0.488 g cm⁻³ in average of the species. The percentage of carbon contained in the trunks and branches did not differ between the DBH classes. The carbon content was 45.41%, in the average of the trunks and branches. Pioneer species accumulated higher amount of biomass and carbon in the branches and had a higher wood basic density than non pioneers species. The utilization of data collected in the inventory phase and after the cut did not affect the estimated biomass values.

Keywords: Rain forest; Carbon sequestration; Global climate change; Tree height; Destructive method; Non-destructive method; Secondary forest; Wood basic density

1 INTRODUÇÃO

As evidências das alterações no clima e temperatura são cada vez mais perceptíveis. A Convenção sobre Mudança do Clima define mudanças climáticas como “uma mudança de clima que possa ser direta ou indiretamente atribuída à atividade humana que altere a composição da atmosfera mundial” (UNFCCC, 1992). Já o IPCC, Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, define como “uma mudança no estado do clima que pode ser identificada, por meio de testes estatísticos, por mudanças na média e/ou na variabilidade de suas propriedades e que persistem por um longo período de tempo, normalmente décadas ou mais”. A principal diferença entre as definições é que o IPCC refere-se a qualquer mudança do clima ao longo do tempo, seja devido a causas naturais ou antrópicas, enquanto as Nações Unidas atribuem direta ou indiretamente às atividades humanas (IPCC, 2007).

Dentre as principais atividades humanas que contribuem com as emissões de gases do efeito estufa (GEE) estão a geração de energia pela queima de combustíveis fósseis, mudanças no uso do solo e produção de cimento. Essas atividades, além de gerarem emissões de gás carbônico (CO_2), geram também metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O); perfluorcarbonos (PFCs), hidrofluorcarbonos (HFCs), hexafluoreto (SF_6) (CGEE, 2008). Neste contexto, o CO_2 é o gás mais importante dentre os GEE de origem antrópica. A emissão anual deste gás tem crescido nas últimas décadas, principalmente devido ao aumento da queima de combustíveis fósseis (IPCC, 2006). O desmatamento e a degradação de florestas constituem a terceira maior fonte de emissões de CO_2 em nível global. Destaca-se ainda a maior intensidade dos desmatamentos ocorridos em regiões tropicais (BETTS et al., 2008).

Essas evidências provocaram uma crescente preocupação mundial com o aquecimento global, o que culminou na Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, informalmente conhecida como Cúpula da Terra ou Eco 92, realizada em junho de 1992, na cidade do Rio de Janeiro. O evento marcou a criação da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, com objetivo de estabilizar os níveis de emissões de GEE, para evitar uma interferência antrópica ainda mais danosa ao sistema climático (ROCHA, 2004).

A partir de 1995, o problema do efeito estufa começou a ser discutido anualmente nas Conferências das Partes (COP). Em 1997, na terceira Conferência das Partes (COP-3), foi lançado o Protocolo de Quioto que entrou em vigor em 2005. Neste documento, os países desenvolvidos signatários comprometeram-se a reduzir,

em média, 5,2% das suas emissões dos GEE, tendo como base o ano de 1990 (MANFRINATO, 2005; CGEE, 2008; UNFCCC, 2011).

Nas últimas décadas, intensificaram-se os estudos sobre a preservação da biodiversidade das áreas florestais e com relação ao clima. Alguns estudos demonstram que a concentração de dióxido de carbono e a temperatura da atmosfera aumentaram conjuntamente, nas últimas dezenas de milhares de anos (CAMPOS, 2001), o que reforça a preocupação de que o aumento da concentração de GEE na atmosfera provoque mudanças climáticas, altere os ciclos hidrológicos e, conseqüentemente, a frequência de eventos extremos. Novas hipóteses têm sido sugeridas para a dinâmica das florestas tropicais, e estão relacionadas às mudanças climáticas globais, que podem ocasionar até mesmo mudanças na composição de espécies na comunidade florestal (PHILLIPS; GENTRY, 1994; PHILLIPS et al., 1998; 2002a, 2002b). O uso agropecuário tradicional leva à emissão de cerca de 30% do carbono estocado, em mais ou menos uma década (HOUGHTON, 1994). Além disso, com a perda da cobertura florestal, perde-se ainda a maior fonte de carbono do solo, a serapilheira e as raízes.

A partir daí, o sequestro de carbono atmosférico pelas florestas ganhou destaque como um novo serviço ambiental, pois enquanto as árvores e a floresta desenvolvem-se, aumentam consideravelmente sua biomassa e, conseqüentemente, o estoque de carbono fixado. Com isso, há oportunidade de promover o desenvolvimento sustentável, com incentivo ao reflorestamento ou à manutenção das florestas por proprietários de terra (JINDAL; SWALLOW; KERR, 2008).

No entanto, a conversão dos serviços ambientais de uma floresta num fluxo de renda ainda é um grande desafio (FEARNSIDE, 1997; JINDAL; SWALLOW; KERR, 2008). Apesar da possibilidade de financiamento de projetos que visam à fixação de carbono, prevista por mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL) florestal, há dificuldades associadas às metodologias de quantificação dos estoques de carbono, nas diferentes formações florestais (CGEE, 2008).

O potencial de acúmulo de carbono em florestas nativas, principalmente contemplando toda a biomassa contida nas árvores que compõem essas formações florestais, tem gerado grande interesse e diversos estudos (TIEPOLO; CALMON; FERETTI, 2002; BURGER; DELITTI, 2008; SILVEIRA et al., 2008; SILVEIRA, 2010; WATZLAWICK et al., 2014; CHAVE et al., 2014).

A biomassa pode ser definida como a quantidade expressa em massa de material vegetal disponível em uma floresta, onde se têm os componentes de biomassa viva acima do solo, composta de árvores e arbustos, a biomassa morta acima do solo, composta pela serapilheira e troncos caídos, e a biomassa abaixo do solo, composta pelas raízes, sendo a biomassa total expressa pela soma de todos esses componentes (MARTINELLI et al., 1994). O estoque de carbono na biomassa das árvores é maior do que o existente na atmosfera, em função das florestas cobrirem cerca de 30% da superfície da Terra e fixarem em torno de 85% do carbono orgânico (HOUGHTON, 1994).

A estimativa de estoque de carbono pode ser obtida pelo produto da biomassa florestal pela concentração de carbono, que em florestas tropicais varia de 46 a 52% (HIGUCHI et al., 2004). O valor de concentração de 50% tem sido usualmente empregado no cálculo estimativo de estoque de carbono presente na biomassa acima do solo, em florestas tropicais (CHAVE et al., 2008; LEWIS et al., 2009; PYLE et al., 2008; SAATCHI et al., 2011), sistemas agroflorestais (SOTO-PINTO et al., 2010) e povoamentos florestais (BEETS et al., 2011; REDONDO-BRENES; MONTAGNINI, 2006), entretanto há que ser calibrado a cada ocasião, sempre que possível, como forma de garantir maior acurácia aos dados.

Os estudos para quantificação de biomassa florestal podem ser divididos em métodos diretos e indiretos. Nos métodos diretos ou destrutivos, é realizada uma medição real da biomassa, com auxílio de balança ou dinamômetro para, por exemplo, quantificar a massa de um fuste inteiro. Assim, todas as árvores de uma parcela são derrubadas e têm sua massa quantificada. Em geral, a biomassa arbórea é medida a partir de componentes que variam de acordo com o tipo de povoamento e os objetivos a serem alcançados. Essa variação pode incluir ou excluir alguns componentes específicos, tais como flores e frutos, ou detalhar outros, como ramos e raízes (CAMPOS, 2001).

Existem também os métodos indiretos ou não destrutivos, que fornecem dados estimados, sendo a biomassa aérea correlacionada com alguma variável que não requeira a destruição do material vegetal. As estimativas podem ser feitas por meio de relações quantitativas ou matemáticas, como razões ou regressões de dados provenientes de inventários florestais, por meio da derivação do volume comercial, utilizando fatores que podem ser de expansão ou de conversão, e por dados de sensoriamento remoto (HIGUCHI et al., 2004). Para estas estimativas, são realizados

inventários florestais que convertem dados de diâmetro, altura ou volume em fatores e equações de biomassa (SOMOGYI et al., 2006).

No entanto, a utilização dos dados de inventários florestais, a fim de quantificar estoques de biomassa das florestas tropicais, continua incerta (FEARNSIDE, 1996; HOUGHTON et al., 2001), principalmente pela dificuldade de se integrar a heterogeneidade de dados coletados em uma área específica, e tirar conclusões generalizadas para toda uma região. Pode não ser seguro extrapolar dados de densidades de árvores, taxas de ciclagem ou estoques de biomassa de florestas tropicais para escalas maiores, sem avaliar a representatividade destes dados.

Avaliar as fontes de erro, associadas à estimativa de biomassa acima do solo, em inventários florestais, também é necessário, uma vez que estas medidas integram uma variedade de técnicas que apresentam incertezas. Destaca-se que, para florestas restauradas com alta diversidade de espécies nativas, o uso de equações disponíveis na literatura pode implicar em significativas diferenças em relação à estimativa de carbono, se comparadas com resultados obtidos por equações desenvolvidas para uma situação específica (BUFO, 2008). O IPCC recomenda que metodologias específicas sejam desenvolvidas para cada tipo de floresta e localização, o que confere credibilidade a projetos desenvolvidos nesta linha.

Alguns modelos alométricos globais de vegetação têm conseguido integrar os processos ecológicos por meio de escalas para florestas tropicais (HURTT et al., 1998; BUGMANN; SOLOMON, 2000; FOLEY et al., 2000; MOORECROFT; HURTT; PACALA, 2001; CRAMER et al., 2001, 2004), no entanto esses modelos ainda possuem considerável grau de incerteza (CHAVE et al., 2014).

Outra informação que permite estimar a biomassa a partir de dados do volume da madeira é a densidade básica (FEARNSIDE, 1997), propriedade de fácil determinação, alta herdabilidade e correlacionada com um grande número de outras propriedades da madeira (PÁDUA, 2009). Reyes et al. (1992) e Fearnside (1997) destacaram a necessidade de desenvolver bancos de dados de densidade de madeira para a estimativa da biomassa tropical, em programas de mitigação de emissões de GEE. Contudo, a densidade básica não é, por si só, suficientemente preditiva sobre a natureza de variações existentes na madeira, principalmente devido a fatores como idade, condições climáticas e edáficas, dentre outras (TRUGILHO et al., 1990).

Parcelas permanentes de amostragem têm sido utilizadas em diversos estudos ecológicos, com o intuito de avaliar a quantidade de biomassa mantida em ecossistemas (OLSON; WATTS; ALLISON, 1983; FEARNSIDE, 1996; BROWN, 2002). A utilização de parcelas na mensuração dos dados de biomassa tem melhorado bastante a confiança nos dados estimados (SHEIL, 1995; MACDICKEN, 1997; CONDIT, 1998; HIGUCHI et al., 1998; CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; CLARK et al., 2001a, 2001b; CLARK, 2002; PHILLIPS et al., 2002a; BROWN, 2002).

Uma estratégia para a conversão de dados de parcelas de florestas tropicais, para obtenção de valores de biomassa acima do solo, é mensurar os dados dos indivíduos de interesse, contidos em uma dada parcela, e aplicá-los em equações alométricas (BROWN, 1997; CLARK, 2002; PHILLIPS et al., 2002a).

Os estudos realizados neste projeto contemplaram a quantificação de biomassa e carbono por meio de método destrutivo, oportunidade gerada em razão das obras do Rodoanel Mário Covas trecho norte, quando alguns hectares de floresta nativa do bioma Mata Atlântica foram suprimidos, fato que constituiu oportunidade ímpar para o estabelecimento de estudos dessa natureza. As obras do trecho norte do Rodoanel Mário Covas consiste num empreendimento rodoviário com mais de 44 km de extensão, que tem como principal objetivo desviar e distribuir o tráfego de passagem, sobretudo de caminhões, para o entorno da região metropolitana de São Paulo, melhorar o trânsito nas marginais e proporcionar benefícios como a redução de 6 a 8% da emissão de CO₂ veicular na região metropolitana de São Paulo (RIMA, 2010).

A área de estudo fica localizada no complexo da Serra da Cantareira que possui área aproximada de 32.000 hectares (DANTAS, 1990), e abrange parte dos municípios de Caieiras, Guarulhos, Mairiporã e São Paulo. O nome Cantareira possui origem na palavra cântaro, em decorrência do costume antigo de se armazenar água em cântaros. Assim, cantareira era o nome dado ao local onde estes cântaros (vasos) eram depositados, surgindo então o nome de Serra da Cantareira, principalmente pela grande quantidade de nascentes e córregos existentes (BERZAGHI, 1973).

Na transição dos séculos XIX e XX, ocorreu intenso desmatamento da vertente norte da Serra da Cantareira, principalmente pela ação de carvoarias. Este fato motivou Albert Löfgren a iniciar uma campanha contra o desmatamento e a conclamar medidas do governo para preservar a Cantareira (GUILLAUMON, 1989).

Criado pelo Decreto Estadual nº 41.626, de 30/11/1963, e pela Lei nº 10.228, de 24/9/1968, o Parque Estadual da Cantareira (PEC) foi tombado pela Secretaria de Estado da Cultura, resolução SC nº 18, de 4/8/1983, alterada pela resolução SC nº 57, de 19/10/1988. Em 1994, passou a fazer parte da Reserva do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo, e também da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.

A vegetação da Serra da Cantareira é classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 1992), confirmada por Oliveira (2006), por meio de análises multivariadas, em estudo comparativo de 59 levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados no estado de São Paulo. Porém, especificamente na área de estudo, constatou-se que a vegetação possuía elementos de outras fitofisionomias, similar ao que ocorre em outras florestas do Planalto Atlântico, o que a classifica como Floresta Ombrófila com presença de espécies estacionais semidecíduais (BAITELLO et al., 1992; ARAGAKI; MANTOVANI, 1998; CATHARINO et al., 2006).

Nos levantamentos realizados para efeito do Plano de Manejo do PEC (SÃO PAULO, 2010), a altura do dossel para as florestas maduras atingiu entre 30 e 35 metros, com algumas espécies emergentes. Já nas florestas em estágio médio a avançado de regeneração, a altura do dossel alcançou valores entre 22 e 28 m, e os diâmetros médios entre 35 e 45 cm.

As altitudes no PEC variam entre 775 a 1.215 m. Predomina o relevo de Morros e Montanhas, caracterizado por amplitudes entre 120 a 400 m e altitudes entre 875 a 1.215 m, formando vales erosivos, profundos e encaixados (SÃO PAULO, 2010). De acordo com levantamentos de campo realizados no Plano de Manejo do PEC, identificou-se a predominância de Latossolo Vermelho-Amarelo, Cambissolo háplico e outros (PIRES NETO et al., 2010; SÃO PAULO, 2010).

A principal ameaça à preservação da Serra da Cantareira é a pressão antrópica, face à proximidade de centros urbanos. O PEC encontra-se seccionado por estradas e linhas de transmissão, o que facilita o acesso para diversas atividades irregulares e expõe a fauna à caça e atropelamentos (CÉSAR, 1978; ARZOLLA, 2011). O Rodoanel Mário Covas trecho norte não cortará o parque, entretanto, passará sob o mesmo por túneis e o circundará, sendo necessária a supressão de área pertencente à zona de amortecimento do PEC.

Assim, dados gerados por essa pesquisa possuirão potencial para calibração de métodos não destrutivos para estimativas mais precisas de biomassa e carbono

em formações florestais, e podem sugerir o emprego de novas metodologias para a elaboração de projetos como este em comunidades florestais semelhantes à região do estudo.

Neste contexto, no segundo capítulo, serão abordados aspectos relacionados ao tamanho, forma de parcelas e intensidade amostral para a quantificação de biomassa da parte aérea e carbono na área de estudo, de modo a responder as seguintes perguntas:

H₀: Não há diferenças entre os tamanhos e formas das parcelas testadas.

H_a: Há diferenças entre os tamanhos e formas das parcelas testadas.

No terceiro capítulo, serão analisados aspectos referentes à determinação de biomassa e carbono da parte aérea do trecho de Mata Atlântica suprimido, com objetivo de comparar métodos destrutivos e não destrutivos; estudar a variação da densidade básica da madeira, de diferentes espécies, em diferentes classes de diâmetro a altura do peito (DAP); e comparar a influência das medidas de altura total e DAP obtidas a campo no inventário, com as medidas coletadas após o corte. Assim, faz-se necessário testar as seguintes hipóteses que sustentam essa pesquisa:

H₀: Modelos existentes na literatura podem ser utilizados em áreas de Mata Atlântica, com formação de Floresta Ombrófila Densa, na região da Serra da Cantareira.

H_a: Modelos existentes na literatura não podem ser utilizados em áreas de Mata Atlântica, com formação de Floresta Ombrófila Densa, na região da Serra da Cantareira.

H₀: As medidas de altura e DAP obtidas a campo não apresentam erro.

H_a: As medidas de altura e DAP obtidas a campo apresentam erro.

H₀: Não há homogeneidade na distribuição da densidade básica da madeira das espécies nativas de Mata Atlântica, selecionadas na região da Serra da Cantareira.

H_a: Há homogeneidade na distribuição da densidade básica da madeira das espécies nativas de Mata Atlântica, selecionadas na região da Serra da Cantareira.

Referências

- ARAGAKI, S.; MANTOVANI, W. Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no planalto paulistano (SP). In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1998. v. 104, p. 25-36.
- ARZOLLA, F.A.R.D.P. **Florestas secundárias e a regeneração natural de clareiras antrópicas na Serra da Cantareira, SP**. 2011. 141 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.
- BAITELLO, J.B.; AGUIAR, O.T.; ROCHA, F.T.; PASTORE, J.A.; ESTEVES, R. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho da Serra da Cantareira (Núcleo Pinheirinho) – SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. único, pt. 1, p. 291-297, 1992. Apresentado no CONGRESSO NACIONAL DE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo.
- BEETS, P.N.; BRANDON, A.M.; GOULDING, C.J.; KIMBERLEY, M.O.; PAUL, T.S.H.; SEARLES, N. The inventory of carbon stock in New Zealand's post-1989 planted forest for reporting under the Kyoto protocol. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, p. 1119-1130, 2011.
- BERZAGHI, C. **O Instituto Florestal: origem e evolução**. São Paulo: Instituto Florestal, 1973. (IF. Publicação, 3).
- BETTS, R.A.; GORNALL, J.L.; HUGHES, J.; HUGHES, J.; KAYE, N.; McNEALL, D.; WILTSHIRE, A. **Forests and emissions: a contribution to the Eliasch review**. Devon: Met Office Hadley Centre, 2008. 55 p.
- BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997. 55 p. (FAO. Forestry Paper, 134).
- _____. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 360, p. 1669–1683, 2002.
- BUFO, L.V.B. **Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e espaçamentos**. 2008. 87 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- BUGMANN, H.K.M.; SOLOMON, A.M. Explaining forest composition and biomass across multiple biogeographical regions. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 10, p. 95-114, 2000.
- BURGER, D.M.; DELITTI, W.B.C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil, **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 4, p. 131-136, 2008.

CAMPOS, C.P. **A conservação das florestas no Brasil, mudança do clima e o mecanismo de desenvolvimento limpo no Protocolo de Quioto**. 2001. 169 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Estratégico) - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

CATHARINO, E.L.M.; BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.C.; DURIGAN, G.; METZGER, J.P. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 0-0, 2006.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de capacitação sobre mudança do clima e projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)**, Brasília, 2008. 276 p.

CESAR, S.F. Pressões urbanas sobre áreas silvestres: Reserva da Cantareira; um exemplo. **Silvicultura**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 14, p. 220-221, 1978.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M. Estimation of biomass in a Neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, n. 1, p. 79-96, 2001.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; MULLER-LANDAU, H.C.; THOMAS, S.C.; ASHTON, P.S.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CO, L.L.; DATTARAJA, H.S.; DAVIES, S.J.; ESUFALI, S. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. **Plos Biology**, San Francisco, v. 6, p. 455-462, 2008.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M.S.; DELITTI, W.B.C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSIDE, P.M.; GOODMAN, R.C.; HENRY, M.; MARTINEZ-YRIZAR, A.; MUGASHA, W.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B.W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E.M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C.M.; SALDARRIAGA, J.G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, p. 3177–3190, 2014.

CLARK, D.A. Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 12, p. 3–7, 2002.

CLARK, D.A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R.; NI, J. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 11, p. 356–370, 2001a.

CLARK, D.A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R.; NI, J.; HOLLAND, E.A. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 11, p. 371–384, 2001b.

CONDIT, R. **Tropical forest census plots: Methods and Results from Barro Colorado Island, Panama and a Comparison with Other Plots**. Berlin; Heidelberg; New York: Springer, 1998. 211 p.

CRAMER, W., BONDEAU, A., SCHAPHOFF, S., LUCHT, W., SMITH, B.; SITCH, S. Tropical forests and the global carbon cycle: impacts of atmospheric carbon dioxide, climate change and rate of deforestation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 359, p. 331–343, 2004.

CRAMER, W.; BONDEAU, A.; WOODWARD, I.; COLIN, P.; BETTS, R.A.; BROVKIN, V.; COX, P.M.; FISHER, V.; FOLEY, J.A., FRIEND, A.D.; KUCHARIK, C.; LOMAS, M.R.; RAMANKUTTY, N.; SITCH, S.; SMITH, B.; WHITE, A.; YOUNG-MOLLING, C. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 357–373, 2001.

DANTAS, A.S.L. **Geologia da faixa São Roque e intrusivas associadas na região entre São Paulo e Mairiporã, norte de São Paulo**. 1990. 189 p. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geotectônica) - Instituto de Geociências-Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

FEARNSIDE, P.M. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon Forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 80, n. 1, p. 21-34, 1996.

_____. Serviços ambientais como estratégia para o desenvolvimento sustentável na Amazônia rural. In: CAVALCANTI, C. (Ed.). **Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas**. São Paulo: Cortez Editora, 1997. p. 314-344.

FOLEY, J.A.; LEVIS, S.; COSTA, M.H.; CRAMER, W.; POLLARD, D. Incorporating dynamic vegetation cover within global climate models. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 10, p. 1620–1632, 2000.

GUILLAUMON, J.R. A mudança do polo econômico do Nordeste para Sudeste no Brasil, e a destruição da floresta - Mata Atlântica. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 1, n. 2, p. 13-41, 1989.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 28, p. 153-165, 1998.

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. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 295-304, 2004.

HOUGHTON, R.A. As florestas e o ciclo de carbono global: armazenamento e emissões atuais. In: Seminário Emissão X Sequestro de CO₂ – Uma nova oportunidade de negócios para o Brasil, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CURD, 1994. p. 38-76.

HOUGHTON, R.A.; LAWRENCE, K.T.; HACKLER, J.L.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 731-746, 2001.

HURTT, G.C.; MOORCROFT, P.R.; PACALA, S.W.; LEVIN, S.A. Terrestrial models and global change: challenges for the future. **Global Change Biology**, Oxford, v. 4, p. 581-590, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 92 p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1). Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 03 out. 2012.

INTERGOVERNMENTAL PANEL OF CLIMATE CHANGE. **IPCC 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories**. Hayana, 2006. 806 p.

_____. **Climate change 2007 synthesis report: contribution of working group I, II, III to the fourth assessment report on the IPCC**. Cambridge, 2007. 73 p.

JINDAL, R.; SWALLOW, B.; KERR, J. Forestry-based carbon sequestration projects in Africa potential benefits and challenges. **Natural Resources Forum**, New York, v. 32, p. 116-130, 2008.

LEWIS, S.L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; SONKE, B.; AFFUMBAFFOE, K.; BAKER, T.R.; OJO, L.O.; PHILLIPS, O.L.; REITSMA, J.M.; WHITE, L.; COMISKEY, J.A. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. **Nature**, London, v. 457, p. 1003-1006, 2009.

MACDICKEN, K.G. **A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects**. Arlington: Forest Carbon Monitoring Program, Winrock International Institute for Agricultural Development, 1997. 87 p.

MANFRINATO, W. **Áreas de preservação permanente e reserva legal no contexto da mitigação de mudanças climáticas: mudanças climáticas, o código florestal, o Protocolo de Quioto e o mecanismo de desenvolvimento limpo**. Rio de Janeiro: The Nature Conservancy; Piracicaba: Plant, Planejamento e Ambiente., 2005. 65 p.

MARTINELLI, L.A.; MOREIRA, M.Z.; BROWN, I.F.; VICTORIA, R.L. Incertezas associadas às estimativas de biomassa em florestas tropicais. SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂ – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CURD, 1994. p. 197-221.

MOORECROFT, P., HURTT, G.; PACALA, S.W. A method for scaling vegetation dynamics: the ecosystem demography model. **Ecological Monographs**, Lawrence v. 71, p. 557–586, 2001.

OLIVEIRA, R.J. **Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no estado de São Paulo**. 2006. 144 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

OLSON, J.S.; WATTS, J.A.; ALLISON, L.J. **Carbon in live vegetation of major world ecosystems**. Tennessee: Oak Ridge National Laboratory, 1983. 152 p. (Report ORNL, 5862).

PÁDUA, F.A. de. **Amostragem para avaliação da densidade básica da madeira de um híbrido de *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden x *Eucalyptus urophylla* S.T.Blake**. 2009. 87 p. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia da Madeira) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, Washington, v. 263, p. 954–958, 1994.

PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NÚÑEZ, P.V.; VÁSQUEZ, R.M.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, Washington, v. 282, p. 439–442, 1998.

PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; VINCETI, B.; BAKER, T.; LEWIS, S.L.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NUNEZ VARGAS, P.; VASQUEZ MARTINEZ, R.; LAURANCE, S.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 12, p. 576–587. 2002a.

PHILLIPS, O.L.; MARTÍNEZ, R.V.; ARROYO, L.; BAKER, T.R.; KILLEEN, T.; LEWIS, S.L.; MALHI, Y.; MENDOZA, A.M.; NEILL, D.; VARGAS, P.N.; ALEXIADES, M.; CERÓN, C.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; JARDIM, A.; PALACIOS, W.; SALDIAS, M.; VINCETI, B. Increasing dominance of large lianas in Amazonian Forests. **Nature**, London, v. 418, p. 770-774. 2002b.

PIRES NETO, A.G.; ROSSI, M.; MATTOS, I.F.A.; KANASHIRO, M.M. Análise de terrenos como ferramenta de planejamento de unidades de conservação, São Paulo - Brasil: o caso da Serra da Cantareira. In: SEMINÁRIO LATINO AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, 6.; SEMINÁRIO IBERO AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, 2., 2010, Coimbra. **Anais...** Coimbra: Universidade de Coimbra, 2010. p. 1-15.

PYLE, E.H.; SANTONI, G.W.; NASCIMENTO, H.E.M.; HUTYRA, L.R.; VIEIRA, S.; CURRAN, D.J.; HAREN, J. van; SALESKA, S.R.; CHOW, V.Y.; CARMAGO, P.B. Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. **Journal of Geophysics Research**, Malden, v. 113, p. 1-20, 2008.

REDONDO-BRENES, A.; MONTAGNINI, F. Growth, productivity, aboveground biomass, and carbon sequestration of pure and mixed native tree plantations in the Caribbean lowlands of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 232, p. 168-178, 2006.

REYES, G., BROWN, S.; CHAPMAN, J.; LUGO, A.E. **Wood densities of tropical tree species**. New Orleans: USDA, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, 1992. 15 p. (General Technical Report, SO-88).

RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL. Trecho norte do Rodoanel Mario Covas. 2010. 123 p. Disponível em: <<http://www.dersa.sp.gov.br/Empreendimentos/Empreendimento.aspx?id=5&idCategoria=1&Modelo=1&idGrupo=2&idAncora=0&gp=True>>. Acesso em: 05 maio 2015.

ROCHA, M.T. Mudanças climáticas e mercado de carbono. In: SANQUETTA, C.R.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M.A.B. (Ed.). **Fixação de carbono**: atualidades, projetos e pesquisas. Curitiba: UFPR; Ecoplan, 2004. p. 39-53.

SAATCHI, S.S.; HARRIS, N.L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E.T.A.; SALAS, W.; ZUTTA, B.R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S.L.; HAGEN, S. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States**, Washington, v. 108, p. 9899-9904, 2011.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de manejo do Parque Estadual da Cantareira**. São Paulo: Fundação Florestal, 2010. 586 p.

SHEIL, D. A critique of permanent plot methods and analysis with examples from Budongo forest, Uganda. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 77, p. 11-34, 1995.

SILVEIRA, P. Estimativa da biomassa e carbono acima do solo em um fragmento de floresta ombrófila densa utilizando o método da derivação do volume comercial. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 789-800, 2010.

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**, Curitiba, v. 38, n. 1, p.185-206, 2008.

SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN A.; WEISS, P. Indirect methods of large forest biomass estimation. **European Journal of Forest Research**, Munchen, v. 126, p. 197-207, 2006.

SOTO-PINTO, L.; ANZUETO, M.; MENDOZA, J.; FERRER, G.J.; DE JONG, B. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. **Agroforest Systems**, Amsterdam, v. 78, p. 3951, 2010.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A.R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING, 2002, Taipei. **Proceedings...** Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, 2002. p. 98-115. (Extension Series, 153).

TRUGILHO, P.F.; SILVA, D.A. da; FRAZÃO, F.J.L.; MATOS, J.L.M. de. Comparação de métodos de determinação da densidade básica em madeira. **Acta Amazônica**,

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Kyoto Protocol**. 1992. Disponível em: <http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php>. Acesso em: 22 jan. 2013.

_____. **Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its seventh session.** 2011. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2011/cmp7/eng/10a01.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2014.

WATZLAWICK, L.F.; MARTINS, P.J.; RODRIGUES, A.L.; EBLING, A.A.; BALBINOT, R.; LUSTOSA, S.B. Teores de carbono em espécies da floresta ombrófila mista e efeito do grupo ecológico. **Cerne**, Lavras, v. 20, n. 4, 613-620, 2014.

2 TAMANHO, FORMA DE PARCELAS E INTENSIDADE AMOSTRAL PARA QUANTIFICAÇÃO DE BIOMASSA E CARBONO DA PARTE AÉREA, EM UMA ÁREA NA SERRA DA CANTAREIRA, SÃO PAULO

Resumo

O tamanho, forma de parcelas e intensidade amostral são fatores de fundamental importância a qualquer estudo científico. Em relação à quantificação de biomassa e carbono, a definição adequada destes fatores garante a representatividade dos dados e promove a otimização de custos operacionais. Assim o objetivo desta pesquisa foi estudar tamanhos e formas de parcela, bem como a intensidade amostral necessária para estimar a biomassa e o carbono da parte aérea, em uma floresta de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo. Procedeu-se com o inventário florestal em trecho remanescente e representativo da região de estudo onde foram implantadas 10 parcelas de 800 m², subdivididas em 8 subparcelas de 100 m² (10 x 10 m) e cadastrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito acima de 5 cm. A estimativa de biomassa da parte aérea do estudo foi feita por meio de 4 modelos alométricos cujos valores mais se aproximaram dos dados reais de biomassa de 106 indivíduos arbóreos suprimidos na área. Os dados de biomassa estimados pelos modelos, dentro das diferentes combinações de tamanhos e formas de parcela, foram submetidos a análise de variância. Após, realizou-se os cálculos de intensidade amostral, para um erro desejado de 10% da média e uma probabilidade de 90%. A quantidade estimada de biomassa da parte aérea foi de 133,6 Mg ha⁻¹ e, aproximadamente, 60,7 Mg ha⁻¹ de carbono. O tamanho mais conveniente de parcela foi 400 m², com forma retangular e dimensão de 10 x 40 m. A intensidade amostral variou entre 39 e 75 unidades amostrais.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Densa Montana; Floresta Atlântica; Método não destrutivo; Equações alométricos; Amostragem

Abstract

The size, shape of the plots and sampling intensity are crucial factors to any scientific study. Regarding the quantification of biomass and carbon, the proper definition of these factors guarantees the representativeness of the data and promotes the optimization of operating costs. Thus, the aim of this research was to study size and shape of the plots, and sampling intensity required to estimate the aboveground biomass and carbon, in an Atlantic Forest, at Serra da Cantareira, São Paulo. We proceeded with the forest inventory in a remaining and representative portion of the area where were installed 10 plots of 800 m², divided into 8 sub-plots of 100 m² (10 x 10 m) and registered all trees with DBH above 5 cm. The aboveground biomass was estimated using 4 allometric models whose values come closest to the real biomass data of 106 trees cutted in the area. The biomass data estimated by models, within the different combinations of sizes and shapes, were subjected to analysis of variance. After, was calculated the sampling intensity to an error of 10% of average and 90% of probability. The aboveground biomass estimated 133.6 Mg ha⁻¹ and approximately 60.7 Mg ha⁻¹ of carbon. The most convenient plot size is 400 m², with rectangular shape and dimension of 10 x 40 m. The sampling intensity varied between 39 and 75 sample units.

Keywords: Rain Forest Montana; Atlantic Forest; Non-destructive method; Allometric equations; Sampling

2.1 Introdução

As alterações climáticas, ligadas ao aumento da concentração de gases do efeito estufa, principalmente relacionadas ao dióxido de carbono (CO_2), são fortemente influenciadas pelas florestas, tendo em vista que estas acumulam carbono nos diferentes componentes de sua estrutura. Cabe destacar que diferentes fitofisionomias florestais possuem capacidades distintas de armazenar o carbono, em função da composição de espécies, estágio de sucessão, fatores climáticos, entre outros aspectos (WATZLAWICK et al., 2011).

A biomassa da parte aérea de sistemas florestais tem sido um importante componente de caracterização dos ecossistemas, e serve de indicador da capacidade de acúmulo de carbono, ao longo do tempo (BURGER; DELITTI, 2010).

A confiabilidade da mensuração da biomassa florestal passa pela definição do tamanho e da forma das unidades amostrais (OLSON; WATTS; ALLISON, 1983; FEARNSIDE, 1996; BROWN, 2002), bem como pelo ajuste de modelos que permitam estimar a biomassa, a partir de dados dendrométricos (BROWN, 1997; CLARK, 2002; PHILLIPS et al., 2002).

A biomassa pode ser obtida por dois métodos, o destrutivo e o não destrutivo. O método destrutivo dá-se pela derrubada e quantificação da biomassa de todas as árvores de interesse ocorrentes nas parcelas. Já no método não destrutivo, as estimativas são produzidas a partir de dados de inventário florestal, em que a biomassa é estimada a partir de características dos indivíduos arbóreos constantes do levantamento, como densidade básica da madeira, altura, diâmetro à altura do peito (DAP) e volume.

Independentemente do método utilizado nas estimativas de biomassa e carbono, é necessário determinar o tamanho e a forma das unidades amostrais, bem como o número e a localização das parcelas (COUTO; POTOMATI, 2006). O tipo de unidade amostral mais utilizada em levantamentos florestais é a parcela (BATISTA, 2006). As dimensões da parcela podem variar bastante, em função do tipo de floresta e objetivo do levantamento florestal, o que interfere diretamente nos custos do inventário.

Diversos são os métodos existentes para definição do tamanho ideal de uma parcela. A lei empírica de Smith (1938) foi a precursora de diversos métodos de determinação do tamanho de parcela, e estabelece uma relação entre a variância e o tamanho de parcela. Além disso, podem ser citados ainda o método da otimização (PABLOS; CASTILLO, 1966), o método da máxima curvatura (ZANON; STORCK, 2000) e o método da correlação intraclassa para plantas perenes (PIMENTEL GOMES, 1984). O método denominado “tamanho conveniente de parcela” estima diferentes tamanhos de parcelas, adequados às condições da pesquisa, e não apenas um tamanho ótimo (DONATO et al., 2008). No entanto, diversos dos trabalhos básicos para a determinação do tamanho de parcelas foram desenvolvidos para a experimentação com culturas agrícolas, o que pode variar quando da aplicação do método para espécies florestais. Para a obtenção de resultados confiáveis, há necessidade de se utilizar metodologia baseada em modelo matemático, válido para as condições estudadas (COUTO; BASTOS, 1987). Para evitar resultados tendenciosos, é importante que as unidades amostrais possuam critérios de representatividade (PREISKORN; COUTO, 2009).

Tradicionalmente, busca-se detectar diferenças significativas entre tratamentos, o que é diretamente afetado pelo tamanho e forma da parcela experimental (DONATO et al., 2008). Deste modo, a escolha criteriosa desses fatores pode interferir na redução do efeito da variabilidade experimental sobre os resultados do experimento e, conseqüentemente, melhorar sua precisão, reduzir o erro experimental e aumentar as chances de se detectarem diferenças entre os tratamentos (MUNIZ et al., 2009).

Após a definição das dimensões de parcelas experimentais, a intensidade amostral deve ser determinada por meio de variáveis que representem menores esforços para a avaliação em campo (COUTO; BASTOS, 1987). A intensidade da amostragem é dada em função da variabilidade do que está em análise, e considera o erro máximo admitido para a amostragem, bem como a probabilidade de confiança estipulada para o estudo (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997). O estabelecimento de um delineamento amostral adequado e padronizado, coerente na definição da unidade amostral e no estabelecimento do tamanho ótimo da amostra, é de fundamental importância e necessário, para que diferentes estudos possam ser adequadamente avaliados e comparados (BELLOTTO et al., 2009).

Assim, o objetivo desta pesquisa foi estudar tamanhos e formas de parcela, bem como a intensidade amostral necessária para estimar a biomassa e o carbono da parte aérea, em uma floresta de Mata Atlântica.

2.2 Material e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo está situada na zona norte do município de São Paulo (23°26'34.29"S e 46°42'1.00"O), SP, Brasil, inserida na maior floresta urbana do mundo, parte do maciço florestal da Serra da Cantareira. Trata-se de um remanescente de floresta nativa secundária, inserida no bioma Mata Atlântica, em estágio de regeneração que varia de médio a avançado (CONAMA, 1994) (Figuras 1 e 2). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (ALVARES et al., 2013), caracterizado pelo clima tropical de altitude, com chuvas no verão, seca no inverno e com a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. A pluviosidade média anual é de aproximadamente 1.400 mm (CEPAGRI, 2015).

Esta floresta teve uma parte suprimida, por ocasião das obras do trecho norte do Rodoanel Mário Covas, um empreendimento rodoviário com mais de 44 km de extensão.

Inventário Florestal

A escolha da área de estudo levou em consideração alguns fatores que abrangeram o ajuste temporal do cronograma da obra da rodovia, o grau de dificuldade de acesso à área de estudo e a identificação de um trecho de floresta representativo do remanescente existente naquela região, onde foi realizado o inventário florestal. Para a realização do inventário estabeleceram-se, como unidades amostrais, parcelas com tamanho de 800 m² (20 x 40 m), subdivididas em 8 subparcelas de 100 m² cada (10 x 10 m). Foram implantadas 10 parcelas, o que correspondeu à área de 8.000 m² (Figura 3).

Figura 3 – Delimitação da área de estudo, onde foram instaladas as 10 unidades amostrais, totalizando 8.000 m², na Serra da Cantareira, Zona Norte do município de São Paulo, SP, Brasil

A instalação das parcelas foi feita com base em sua projeção ao longo do declive, sendo posicionadas na horizontal. Todas as parcelas e subparcelas foram então alocadas de modo a formarem ângulo reto em seus vértices. Em área acidentada, as parcelas foram alocadas cortando o declive, ou seja, tiveram o seu maior comprimento (40 m) disposto morro acima, com a declividade medida ao longo do declive, no centro da parcela.

Em cada subparcela, os indivíduos arbóreos com DAP acima de 5 cm foram identificados por plaquetas numeradas e tiveram os seus dados de altura comercial (medida da base do tronco até o fuste), altura total (medida da base até a parte superior da copa) e DAP coletados, com auxílio de uma vara de bambu graduada e uma suta Haglölöf, respectivamente.

As espécies foram identificadas e classificadas em nível de espécie, utilizando-se como base de classificação o Sistema APG III (2009), para as angiospermas, e o de Smith et al. (2006), para as pteridófitas, com o auxílio de literatura especializada, consultas a exsicatas do Herbário SP e auxílio de

taxonomistas. Os seguintes sistemas de atualização nomenclatural foram utilizados: Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2013>), W3Tropicos (MISSOURI BOTANICAL GARDEN, 2013), Checklist das Spermatophyta do estado de São Paulo (WANDERLEY et al., 2011) e The International Plant Names Index (IPNI, 2012).

Estimativa de biomassa da parte aérea

Para o cálculo de estimativa de biomassa da parte aérea, foram pré-selecionados 17 modelos alométricos, submetidos a comparações com os dados reais de biomassa, obtidos de 106 indivíduos arbóreos suprimidos na área de estudo (dados detalhados no capítulo 3), para verificação dos modelos que melhor estimam a biomassa.

Os modelos consideram de uma a três variáveis independentes, a saber: DAP, altura e a densidade básica da madeira, conforme detalhado na Tabela 1.

Tabela 1 - Equações pré-selecionadas na literatura para estimativa da biomassa da parte aérea e dados de Vegetação, Local, R², amplitude de DAP e número de indivíduos que foram analisados para definição de cada modelo (continua)

Referência	Equação	Vegetação	Local	R ²	Amplitude DAP (cm)	N
<u>Modelo alométrico com 1 variável (DAP)</u>						
Brown (1997)	$BPA = \exp (-1,996 + 2,32 * \ln (DAP))$	Floresta Tropical Úmida		0,97	5 - 148	170
Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)	$BPA = 21,297 - (6,953 * DAP) + 0,74 * (DAP^2)$	Floresta Atlântica Ombrófila Densa	Paraná, Brasil	0,91		
Burger e Delitti (2008)	$BPA = \exp (-3,068 + 2,522 * \ln (DAP))$	Floresta Atlântica Ombrófila Densa	Serra do Mar, SP, Brasil	0,91	1,6 - 47,8	82
Scatena et al. (1993)	$BPA = \exp (-2,399 + 2,475 * \ln (DAP))$	Floresta Úmida - Zona Subtropical	Porto Rico	0,99	2,5 - 60	
Chave, Riera e Dubois (2001)	$BPA = \exp (-2,00 + 2,42 * \ln (DAP))$	Floresta Tropical	Guiana Francesa	0,97	10 - 70	
<u>Modelo alométrico com 2 variáveis (DAP e Altura - H)</u>						
Burger e Delitti (2008)	$BPA = \exp (-3,676 + 0,951 * \ln (DAP^2 * H))$	Floresta Atlântica Ombrófila Densa	Serra do Mar, SP, Brasil	0,94	1,6 - 47,8	82
Brown, Gillespie e Lugo (1989)	$BPA = \exp (-3,3012 + 0,9439 * \ln (DAP^2 * H))$	Floresta Tropical	Brasil e Venezuela	0,9		69
Overman, Witte e Saldarriaga (1994)	$BPA = \exp (-3,843 + 1,035 * \ln (DAP^2 * H))$	Floresta Tropical Ombrófila	Colômbia	0,97	8 - 100	54
<u>Modelo alométrico com 2 variáveis (DAP e Densidade)</u>						
Chave et al. (2005)	$BPA = \rho * \exp (-0,667 + 1,784 * \ln (DAP) + 0,207 * (\ln (DAP))^2 - 0,0281 * (\ln (DAP))^3)$	Zona Climática Seca	Austrália, Índia, México		5 - 63,4	
Chave et al. (2005)	$BPA = \rho * \exp (-1,499 + 2,148 * \ln (DAP) + 0,207 * (\ln (DAP))^2 - 0,0281 * (\ln (DAP))^3)$	Zona Climática Úmida	Brasil, Guiana Francesa, Índia, Indonésia, Venezuela, Malásia		5 - 156	
Chave et al. (2005)	$BPA = \rho * \exp (-1,239 + 1,980 * \ln (DAP) + 0,207 * (\ln (DAP))^2 - 0,0281 * (\ln (DAP))^3)$	Zona Climática Muito Úmida	Cambodja, Costa Rica, Jamaica, Nova Guiné, Colômbia, Porto Rico, Venezuela		5 - 133,2	

Tabela 1 - Equações pré-selecionadas na literatura para estimativa da biomassa da parte aérea e dados de Vegetação, Local, R², amplitude de DAP e número de indivíduos que foram analisados para definição de cada modelo

Referência	Equação	Vegetação	Local	R ²	Amplitude DAP (cm)	N
	<u>Modelo alométrico com 3 variáveis (DAP, Altura e Densidade)</u>					
Sotomayor (2013)	BPA = exp (-2,3082 + (1,987 * ln (DAP) + 0,7963 * ln (H) + 0,9297 * ln (ρ)))	Mata Atlântica - Floresta Estacional Semidecídua	Angatuba, SP, Brasil	5 - 34,9		66
Chave et al. (2005)	BPA = exp (-2,187 + 0,916 * ln (ρ*DAP ² *H)	Zona Climática Seca	Austrália, Índia, México			
Chave et al. (2005)	BPA = exp (-2,977 + ln (ρ*DAP ² *H)	Zona Climática Úmida	Brasil, Guiana Francesa, Índia, Indonésia, Venezuela, Malásia			
Chave et al. (2005)	BPA = exp (-2,557 + 0,940 * ln (ρ*DAP ² *H)	Zona Climática Muito Úmida	Cambodja, Costa Rica, Jamaica, Nova Guiné, Colômbia, Porto Rico, Venezuela			
Chave et al. (2014)	BPA = 0,0673 * (ρ*DAP²*H)^{0,976}	Pantropical	58 locais	5 - 212		4002
Chave et al. (2014)	BPA = 0,0559 * (ρ*DAP ² *H)	Pantropical	58 locais	5 - 212		4003

R² = Coeficiente de determinação; N = Número de indivíduos avaliados no estudo; BPA = Biomassa da parte aérea; DAP = Diâmetro à altura do peito - 1,30 m do solo (cm); H = Altura total (m); ρ = Densidade básica da madeira (g cm⁻³)

Estimativa de carbono da parte aérea

Para a obtenção da estimativa de quantidade de carbono acumulado por hectare, na área de estudo, multiplicou-se o valor da biomassa, encontrado pelas melhores equações preditoras, por 0,4541, que corresponde à média dos teores de carbono de 106 indivíduos arbóreos representativos da região e que foram suprimidos na ocasião deste estudo.

Análise do tamanho ótimo de parcela e intensidade amostral

A análise do tamanho ótimo de parcela foi realizada em duas etapas. Primeiro foi analisada a homogeneidade de variância, pelo Teste de Box-Cox. As análises estatísticas foram feitas usando o programa SAS (SAS INSTITUTE, 2007).

Procedeu-se em seguida com a análise de variância, quando foram comparados os dados obtidos por meio dos modelos que melhor se ajustaram para a estimativa de biomassa da parte aérea, para as diferentes possibilidades de combinações de tamanhos e formas de parcela, em área de até 800 m², conforme disposto na tabela abaixo.

Tabela 2 – Combinações testadas para tamanhos e formas de parcela

Tamanho (m ²)	Forma (m)
100	10 X 10
200	10 X 20
300	10 X 30
400	10 X 40
400	20 X 20
600	20 X 30
800	20 X 40

Após, foram realizadas as análises de variâncias entre parcelas e entre subparcelas, dentro de cada parcela. Essas variâncias foram estimadas para a área total, por meio dos quadrados médios de um modelo de análise de variância hierárquica. As variâncias foram então definidas por dois parâmetros: variância das subparcelas e o coeficiente de correlação intraclasse, que mediu a correlação entre as subparcelas dentro de cada parcela, de modo a comparar valores de tamanho de parcelas, em que os menores tamanhos não diferiram dos maiores, quanto a parâmetros de biomassa.

A segunda etapa consistiu da determinação da intensidade amostral, ou seja, depois de se estabelecer o tamanho e forma da parcela, determinou-se o número de parcelas necessárias para uma dada avaliação (COUTO; BASTOS, 1987).

O número de parcelas (n^*) de um determinado tamanho, para o levantamento, foi calculado pela seguinte fórmula:

$$n^* = \left(\frac{t.CV}{e\%} \right)^2, \text{ onde}$$

n^* = número de parcelas necessárias para representar a área do presente estudo

t = valor tabular com 90% de probabilidade e $(n-1)$ graus de liberdade

$e\%$ = erro percentual permitido (10%)

O número de parcelas foi determinado em conformidade com o estipulado pelo comitê executivo do MDL, quanto a incertezas inferiores a 10% com relação às estimativas da média, em nível de confiança de 90% de probabilidade (UNFCCC, 2010).

2.3 Resultados

A quantidade média de biomassa estimada pelos modelos foi de 133,6 Mg ha⁻¹

Dentre os modelos testados, o que melhor estimou a biomassa da parte aérea, quando considerada apenas a variável DAP, foi o de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002). Para modelos que consideraram duas variáveis, DAP e altura, o modelo de Overman, Witte e Saldarriaga (1994) obteve melhor desempenho e, quando considerados DAP e densidade, a equação de Chave et al. (2005) mostrou-se mais adequada. Por fim, quando consideradas 3 variáveis, DAP, altura e densidade, o melhor modelo foi o proposto por Chave et al. (2014).

As tabelas a seguir apresentam o detalhamento da biomassa da parte aérea, em megagrama por hectare (Mg ha⁻¹), por subparcela, bem como a média de biomassa da parte aérea, para cada parcela, obtidas pelos modelos que melhor se ajustaram.

Nota-se, pela Tabela 3, que a média da biomassa da parte aérea, de todas as parcelas, obtida segundo equação de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), foi de 144,7 Mg ha⁻¹, e variou de 34,8 a 383,1 Mg ha⁻¹ dentro das subparcelas.

Tabela 3 - Biomassa da parte aérea de cada subparcela (10 x 10 m) e média de cada parcela (Mg ha^{-1}), obtida pela equação de Tiepolo, Calmon e Ferretti (2002), em uma floresta ombrófila densa, localizada na Serra da Cantareira, SP

PARCELA	SUBPARCELA								Média das parcelas
	1	2	3	4	5	6	7	8	
1	331,9	43,7	90,6	125,3	131,6	174,6	161,3	136,0	149,4
2	60,5	153,1	219,7	146,8	82,9	128,3	156,2	121,7	133,6
3	167,5	104,1	140,5	101,5	162,7	36,2	115,4	118,1	118,3
4	155,7	141,5	128,8	374,7	129,8	320,7	153,9	108,8	189,2
5	383,1	203,5	317,6	326,3	104,6	103,3	103,9	112,4	206,8
6	76,5	106,2	295,6	132,4	49,3	202,5	320,9	36,3	152,5
7	229,7	93,3	119,9	255,3	101,3	170,5	242,6	106,8	164,9
8	180,8	162,2	76,1	189,2	120,0	308,5	135,9	100,3	159,1
9	34,8	125,7	113,1	67,5	92,4	169,9	96,6	95,1	99,4
10	50,3	55,0	45,2	87,4	111,5	63,9	72,1	108,5	74,2
Média geral									144,7

Já pela equação proposta por Overman, Witte e Saldarriaga (1994), a biomassa da parte aérea obtida, por subparcela, variou de 21,3 a 472,1 Mg ha^{-1} e a média de todas as parcelas foi de 132,9 Mg ha^{-1} (Tabela 4).

Tabela 4 - Biomassa da parte aérea de cada subparcela (10 X 10 m) e média de cada parcela (Mg ha^{-1}), obtida pela equação de Overman, Witte e Saldarriaga (1994), em uma floresta ombrófila densa, localizada na Serra da Cantareira, SP

PARCELA	SUBPARCELA								Média das parcelas
	1	2	3	4	5	6	7	8	
1	261,6	33,3	73,3	76,0	90,9	123,6	150,2	113,6	115,3
2	49,1	147,3	191,1	107,8	55,6	131,4	145,8	88,6	114,6
3	113,5	66,9	110,3	74,4	133,5	21,3	88,8	111,7	90,1
4	112,2	104,5	113,3	299,1	113,2	329,4	129,2	98,5	162,4
5	371,3	267,7	434,2	472,1	112,4	112,4	118,3	126,4	251,8
6	62,3	98,2	234,3	117,8	39,2	178,9	349,0	27,5	138,4
7	256,9	95,2	113,8	225,7	100,0	186,6	203,5	92,9	159,3
8	169,7	157,2	93,2	178,8	64,6	279,2	107,3	98,6	143,6
9	26,6	88,2	70,0	50,7	92,0	159,4	77,8	76,5	80,2
10	38,3	52,8	45,4	92,0	108,6	65,7	74,3	110,1	73,4
Média geral									132,9

Pelo modelo de Chave et al. (2005), observa-se que as médias obtidas para as subparcelas variaram de 36,5 a 362,8 Mg ha^{-1} . A média dos dados da biomassa da parte aérea, para todas as parcelas, resultou em 136,5 Mg ha^{-1} (Tabela 5).

Tabela 5 - Biomassa da parte aérea de cada subparcela (10 X 10 m) e média de cada parcela (Mg ha^{-1}), obtida pela equação de Chave et al. (2005), em uma floresta ombrófila densa, localizada na Serra da Cantareira, SP

PARCELA	SUBPARCELA								Média das parcelas
	1	2	3	4	5	6	7	8	
1	312,9	41,8	85,7	116,8	122,9	162,4	154,0	122,4	139,9
2	57,3	141,2	203,7	138,2	79,5	119,6	144,8	113,3	124,7
3	154,0	101,4	131,2	95,7	150,7	36,5	108,4	110,5	111,1
4	144,7	132,1	120,3	362,8	123,5	303,6	140,9	100,4	178,5
5	356,5	189,9	299,1	319,2	96,2	96,3	97,3	104,6	194,9
6	74,5	97,6	269,6	121,7	46,3	185,3	298,0	37,0	141,2
7	214,8	90,3	111,7	240,2	97,0	160,3	226,6	103,0	155,5
8	166,0	151,3	72,9	179,6	112,4	285,5	128,1	97,1	149,1
9	37,3	120,6	110,3	67,7	92,5	159,2	95,8	92,4	97,0
10	51,3	57,1	47,8	85,4	107,3	62,5	69,0	102,0	72,8
Média geral									136,5

Pelo modelo de Chave et al. (2014), a média dos dados da biomassa da parte aérea resultou em $120,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 6), e variou de 22,1 a $370,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ nas subparcelas.

Tabela 6 - Biomassa da parte aérea de cada subparcela (10 X 10 m) e média de cada parcela (Mg ha^{-1}), obtida pela equação de Chave et al. (2014), em uma floresta ombrófila densa, localizada na Serra da Cantareira, SP

PARCELA	SUBPARCELA								Média das parcelas
	1	2	3	4	5	6	7	8	
1	224,8	32,3	69,7	74,2	88,6	115,1	132,8	103,7	105,1
2	47,8	135,4	172,0	99,1	55,3	121,9	131,9	83,9	105,9
3	103,8	66,3	102,1	72,3	122,8	22,1	85,4	101,3	84,5
4	104,6	100,7	103,3	247,3	107,1	278,2	117,6	89,8	143,6
5	320,6	230,4	358,4	370,9	99,6	103,6	110,0	114,3	213,5
6	60,9	91,1	205,1	109,3	38,2	163,9	309,8	28,0	125,8
7	224,3	90,3	107,1	197,5	96,1	162,9	189,4	89,7	144,7
8	157,3	147,2	85,5	158,8	63,7	245,0	99,6	94,9	131,5
9	27,9	85,3	69,5	51,3	90,4	148,1	78,1	75,5	78,3
10	38,8	53,0	46,2	89,9	105,8	64,0	71,0	103,7	71,5
Média geral									120,4

Dessa forma, a quantidade média de biomassa estimada pelos modelos que melhor se ajustaram foi de $133,6 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Ao converter os dados correspondentes às médias de biomassa da parte aérea para carbono, dado o teor de 45,41% de carbono na média das amostras abatidas na área de estudo, obtiveram-se os seguintes valores:

Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) – 65,71 Mg ha⁻¹;

Overman, Witte e Saldarriaga (1994) – 60,35 Mg ha⁻¹;

Chave et al. (2005) – 61,98 Mg ha⁻¹; e

Chave et al. (2014) – 54,67 Mg ha⁻¹.

Na média, o carbono estimado pelos modelos foi de 60,69 Mg ha⁻¹.

O tamanho mais conveniente de unidade amostral foi de 400 m², com forma retangular e dimensão 10 x 40 m

Em relação aos tamanhos e formas de parcela que foram testadas, constatou-se que não houve diferenças significativas, a 5% de probabilidade, para a comparação do componente biomassa da parte aérea estimada, ou seja, a princípio, qualquer tamanho e forma de parcela poderiam ser utilizados no estudo (Tabela 7).

No entanto, os resultados numéricos em Mg ha⁻¹, que mais se aproximaram daqueles obtidos nos maiores tamanhos de parcelas, foram encontrados nas parcelas de 400 m² e formas retangulares de 10 x 40 m. A exceção foi quando se utilizou a equação de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), cujo dado de biomassa, apesar de ter ficado bem próximo ao obtido na maior parcela (800 m²), apontou para parcelas de 300 m², com formas retangulares de 10 x 30 m, tamanho e forma que apresentaram valor ainda mais próximo do valor obtido na parcela maior.

Tabela 7 - Biomassa da parte aérea (Mg ha⁻¹) segundo Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), Overman, Witte e Saldarriaga (1994), Chave et al. (2005 e 2014), em diferentes tamanhos e formas de parcela, em uma floresta ombrófila densa, localizada na Serra da Cantareira, SP

Tamanho	Forma	Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)	Overman, Witte e Saldarriaga (1994)	Chave et al. (2005)	Chave et al. (2014)
(m ²)	m x m	Mg ha ⁻¹			
100	10 x 10	167,1 a	146,1 a	156,9 a	131,1 a
200	10 x 20	160,9 a	147,0 a	151,1 a	131,5 a
300	10 x 30	143,5 a	128,3 a	135,0 a	116,6 a
400	10 x 40	146,6 a	132,4 a	137,8 a	120,6 a
400	20 x 20	155,3 a	143,6 a	146,8 a	128,3 a
600	20 x 30	149,6 a	137,4 a	141,2 a	123,7 a
800	20 x 40	144,7 a	132,9 a	136,5 a	120,4 a
Média		152,5	138,3	143,6	124,6
CV (%)		5,05	5,55	4,91	5,27
Teste F		21,14 ^{ns}	25,71 ^{ns}	20,43 ^{ns}	24,27 ^{ns}

* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferiram estatisticamente entre si a 5% de probabilidade

Os dados de biomassa da parte aérea, apresentados na tabela 7, foram então convertidos para carbono, em Mg por hectare, aplicando-se o mesmo teor de 45,41% de carbono e, assim como para a biomassa, também não houve variação entre os tamanhos e formas de parcela para o carbono da parte aérea (Tabela 8).

Tabela 8 – Carbono da parte aérea (Mg ha⁻¹) segundo Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), Overman, Witte e Saldarriaga (1994), Chave et al. (2005 e 2014), em diferentes tamanhos e formas de parcela, em uma floresta ombrófila densa, localizada na Serra da Cantareira, SP

Tamanho	Forma	Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)	Overman, Witte e Saldarriaga (1994)	Chave et al. (2005)	Chave et al. (2014)
(m ²)	m x m	Mg ha ⁻¹			
100	10 x 10	75,9 a	66,4 a	71,3 a	59,5 a
200	10 x 20	73,1 a	66,8 a	68,6 a	59,7 a
300	10 x 30	65,2 a	58,3 a	61,3 a	52,9 a
400	10 x 40	66,6 a	60,1 a	62,6 a	54,8 a
400	20 x 20	70,5 a	65,2 a	66,7 a	58,3 a
600	20 x 30	67,9 a	62,4 a	64,1 a	56,2 a
800	20 x 40	65,7 a	60,4 a	62,0 a	54,7 a
Média		69,3	62,8	65,2	56,6
CV (%)		5,05	5,55	4,91	5,27
Teste F		21,14 ^{ns}	25,71 ^{ns}	20,43 ^{ns}	24,27 ^{ns}

* Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferiram estatisticamente entre si a 5% de probabilidade

Com relação a intensidade amostral, o número de unidades amostrais variou entre 39 e 75 parcelas

A intensidade amostral variou entre 205 parcelas, com dimensões de 10 x 10 m, e 31 parcelas, com dimensões 20 x 40 m, para os dados de biomassa obtidos pelo modelo de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002). Observa-se que o tamanho mais conveniente de parcela para este modelo foi o de 400 m², com forma 10 x 40 m, tendo em vista que foram o tamanho e a forma que conferiram a menor área amostral, 16.686 m², dividida em 42 parcelas (Tabela 9).

Pelo modelo de Overman, Witte e Saldarriaga (1994), a intensidade amostral variou entre 253 parcelas, com dimensões de 10 x 10 m, e 62 parcelas, com dimensões 20 x 40 m. Assim, observa-se que a menor área amostral é obtida em parcelas 10 x 10 m, correspondendo a 25.262 m². Entretanto, para estas dimensões, seriam necessárias ao menos 253 parcelas, quantidade de unidades amostrais que torna o trabalho de campo mais custoso, se comparado com a utilização de tamanhos

de parcela maiores, como por exemplo com dimensões de 10 x 40 m, em que a implantação de 75 unidades amostrais, com área equivalente a 29.818 m², reduz o custo operacional e otimiza o trabalho em campo (Tabela 9).

Pela equação de Chave et al. (2005), a intensidade amostral variou entre 198 parcelas, com dimensões de 10 x 10 m, e 29 parcelas, com dimensões 20 x 40 m. Verifica-se que a menor área amostral corresponde a 15.455 m², dividida em 39 parcelas, tendo sido obtida com parcelas de 400 m² e forma retangular de 10 x 40 m (Tabela 9).

Por fim, pelo modelo proposto por Chave et al. (2014), a intensidade amostral variou entre 224 parcelas, com dimensões de 10 x 10 m, e 49 parcelas, com dimensões 20 x 40 m. Verifica-se que a menor área amostral foi obtida em parcelas de 100 m², forma retangular de 10 x 10 m, sendo este o tamanho e forma que conferiu a menor área amostral (22.386 m²). Entretanto, ocorre fato similar ao ocorrido com o modelo de Overman, Witte e Saldarriaga (1994), em que a quantidade de parcelas necessárias seriam de 224 unidades, quantia muito dispendiosa. Diante disso, a utilização de tamanhos de parcela maiores, com dimensões de 10 x 40 m, com 60 unidades amostrais e área de 24.162 m², otimiza o trabalho em campo. (Tabela 9).

Tabela 9 - Intensidade amostral (n*) e área a ser amostrada para cada dimensão da parcela, para dados de biomassa estimados segundo quatro equações, em área de Mata Atlântica, localizada na Serra da Cantareira, SP

Dimensão da parcela (m)	Área (m ²)	Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)			Overman, Witte e Saldarriaga (1994)			Chave et al. (2005)			Chave et al. (2014)		
		CV	n*	Área (m ²)	CV	n*	Área (m ²)	CV	n*	Área (m ²)	CV	n*	Área (m ²)
10x10	100	71,6	205	20497	79,5	253	25262	70,4	198	19836	74,8	224	22386
10x20	200	51,4	106	21112	68,6	188	37615	50,4	102	20354	62,9	158	31681
10x30	300	38,8	60	18057	53,8	116	34695	37,6	56	16947	48,0	92	27694
10x40	400	32,3	42	16686	43,2	75	29818	31,1	39	15455	38,9	60	24162
20x20	400	43,2	75	29901	65,3	170	68142	42,7	73	29173	58,4	137	54606
20x30	600	33,4	45	26840	48,5	94	56361	32,9	43	25962	42,9	74	44252
20x40	800	27,6	31	24423	39,4	62	49701	26,9	29	23190	34,9	49	38865

2.4 Discussão

Biomassa da parte aérea

Modelos preditivos são elaborados com base na análise de regressão entre a massa da árvore (geralmente massa seca) e seus dados dendrométricos, como diâmetro e altura, por exemplo. Vários são os tipos de modelos de regressão, com

diferentes combinações de variáveis, que têm sido usados no desenvolvimento de modelos preditivos de biomassa para ecossistemas tropicais (BROWN, 1997; TIEPOLO; CALMON; FERETTI, 2002; BURGER; DELITTI, 2008; SCATENA et al., 1993; CHAVE et al., 2001; BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; OVERMAN; WITTE; SALDARRIAGA, 1994). Estes modelos têm sido aplicados, dentre outras finalidades, para a quantificação de biomassa e carbono.

No presente trabalho, testaram-se modelos que consideram poucas variáveis, de modo a minimizar o esforço necessário para coleta de dados a campo. Então, dentre os modelos pré-selecionados e que consideravam até três variáveis, os que melhor se ajustaram foram o modelo de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), para uma variável (DAP), Overman, Witte e Saldarriaga (1994), quando consideradas duas variáveis (DAP e altura), Chave et al. (2005), também para duas variáveis (DAP e densidade), e Chave et al. (2014), para três variáveis (DAP, altura e densidade)

O DAP dos indivíduos arbóreos é a variável mais relevante para a predição de biomassa em florestas tropicais, seguido pela densidade da madeira. No entanto, a grande riqueza de espécies e a falta de conhecimento específico sobre a densidade da madeira de árvores de florestas tropicais acabam sendo fatores que dificultam o uso da densidade em estudo florestais (CHAVE et al., 2005). A identificação de árvores, em nível gênero, já seria o suficiente para a utilização da densidade da madeira em modelos preditivos. Estudos neste contexto podem auxiliar no aumento da acurácia em estimativas de biomassa, nas diferentes formações da Mata Atlântica (CHAVE et al., 2006).

A biomassa de diferentes locais de floresta atlântica foi estudada por meio de 25 modelos para florestas tropicais, a partir de dados de levantamentos florísticos e fitossociológicos, concluindo-se que as áreas de floresta atlântica apresentam acúmulos máximos de biomassa aérea de 350 Mg ha⁻¹. Áreas com formações em estágio secundário e diferentes fatores de perturbação apresentam menos de 200 Mg ha⁻¹ e, em áreas mais perturbadas, as florestas acumulam menos de 100 Mg ha⁻¹ (DELITTI; BURGER, 1998).

Para a área de estudo na Serra da Cantareira, estimou-se que a quantidade média de biomassa da parte aérea acumulada, entre os quatro modelos selecionados, foi de 133,6 Mg ha⁻¹, o que, conforme proposto por Delitti e Burger (1998), equivale a uma floresta em estágio secundário, com poucas perturbações.

Tamanho, forma de parcela e intensidade amostral

Para a definição quanto ao tamanho e forma de parcela, é importante levar em consideração o custo de mensuração e representatividade das variáveis (COUTO; BASTOS, 1987). Assim, ao se utilizar as equações selecionadas, chegou-se à conclusão que o tamanho de parcela mais conveniente corresponde ao de 400 m², com dimensões de 10 x 40 m.

Os cálculos de intensidade amostral confirmaram o uso de parcelas de 400 m² e dimensões de 10 x 40 m, sendo necessárias 42 parcelas, segundo o modelo de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), 75 parcelas, para Overman, Witte e Saldarriaga (1994), 39 parcelas para Chave et al. (2005) e 60 pelo modelo de Chave et al. (2014).

Outro estudo que abordou o tamanho e número de parcelas para amostragem da floresta atlântica, em um trecho de mata secundária, no Parque Estadual de Carlos Botelho, encontrou tamanho de parcelas com dimensões de 10 x 60 m como o mais adequado para amostrar-se a densidade de árvores. No entanto, identificou variações significativas quanto ao tamanho e número de parcelas, quando características inerentes a cada espécie da floresta foram observadas (VIEIRA; COUTO, 2001).

Para efeito de avaliações e monitoramentos de áreas em processo de restauração, o Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal – LERF - da ESALQ/USP tem adotado parcelas permanentes de 9 x 18 m, que amostram 40 indivíduos, quando considerado um plantio em área total, com espaçamento 3 m x 2 m, sendo recomendado pelo LERF a implantação de pelo menos oito parcelas permanentes por hectare e, em casos de unidades de avaliação muito extensas, esse número pode ser substituído por uma percentagem mínima de 0,5% da área total da unidade de avaliação.

Em experimento com *Eremanthus erythropappus* (candeia), detectou-se a flexibilidade na determinação do tamanho conveniente de parcela, o que permite sua adequação às condições, características e limitações relacionadas ao experimento (OLIVEIRA et al., 2011).

Para *Eucalyptus saligna*, detectou-se a necessidade de contemplar parcelas considerando a compatibilidade com a época de avaliação e a variável de maior importância econômica (ZANON; STORK, 1997). Deste modo, para estudos com quantificação de biomassa e carbono, em Floresta Ombrófila Densa, os fatores de maior importância consistem em variáveis que auxiliam na estimativa da biomassa da parte aérea, no caso, DAP e altura.

2.5 Conclusões

A quantidade estimada de biomassa da parte aérea em uma Floresta Ombrófila Densa, com presença de espécies de florestas estacionais semidecíduais, é de 133,6 Mg ha⁻¹ e aproximadamente 60,7 Mg ha⁻¹ de carbono.

O tamanho mais conveniente de parcela em estudos florestais, para quantificação de biomassa e carbono, é o de 400 m², com forma retangular e dimensão de 10 x 40 m.

A intensidade amostral para estudos desta natureza varia entre 39 e 75 unidades amostrais, para um erro desejado de 10% da média e uma probabilidade de 90%.

Referências

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, p. 105-121, 2009.

BATISTA, J.L.F. **Notas para a disciplina LCF-764: Métodos de Amostragem em Levantamentos Florestais**, do Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais, Piracicaba: ESALQ, 2006.

BELLOTTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128-146.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997. 55 p. (FAO. Forestry Paper, 134).

_____. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 360, p. 1669–1683, 2002.

BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, Bethesda, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BURGER, D.M.; DELITTI, W.B.C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil, **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 4, p. 131-136, 2008.

_____. Modelos preditores da fitomassa aérea da Floresta Baixa de Restinga. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 143-153, 2010.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. Disponível em: <<http://www.cepagri.unicamp.br/>>. Acesso em: 10 jun. 2015.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M. Estimation of biomass in a Neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, n. 1, p. 79-96, 2001.

CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H.C.; BAKER, T.R.; EASDALE, T.A.; STEEGE, H.T.; WEBB, C.O. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, Tempe, v. 16, p. 2356-2367, 2006.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Berlin, v. 145, p. 87-99, 2005.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M.S.; DELITTI, W.B.C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSTIDE, P.M.; GOODMAN, R.C.; HENRY, M.; MARTINEZ-YRIZAR, A.; MUGASHA, W.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B.W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E.M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C.M.; SALDARRIAGA, J.G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, p. 3177–3190, 2014.

CLARK, D.A. Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 12, p. 3–7, 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. BIOMAS: estágios sucessionais da vegetação da Mata Atlântica. Resolução CONAMA nº 1 de 1994B. **Diário Oficial da União**, Brasília, 03 fev. 1994. Seção 1, p. 1684-1685.

COUTO, H.T.Z.; BASTOS, N.L.M. Tamanho de parcelas e intensidade da amostragem para mapeamento de sítio em florestas de *Eucalyptus* no estado de São Paulo, **IPEF**, Piracicaba, n. 36, p. 5-12, 1987.

COUTO, H.T.Z., POTOMATI, A. Metodologia para quantificação de monitoramento de carbono em floresta nativa implantada. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS COM ÊNFASE EM MATAS CILIARES, 2006, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. p. 139-143.

DELITTI, W.B.C.; BURGER, D.M. Atlantic forests biomass estimates, Brazil. In: OPEN SCIENCE CONFERENCE ON GLOBAL CHANGE, 1998, Barcelona. The earth's changing land GCTE-LUCC. **Abstracts...** Barcelona: Generalitat de Catalunya, Institut Cartografic de Catalunya, 1998. p. 11-20.

DONATO, S.L.R.; SIQUEIRA, D.L.; SILVA, S.O.; CECON, P.R.; SILVA, J.A.; SALOMÃO, L.C.C. Estimativas de tamanho de parcelas para avaliação de descritores fenotípicos em bananeira. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 8, p. 957-969, 2008.

FEARNSIDE, P.M. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon Forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 80, n. 1-3, p. 21-34, 1996.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Tropicos**. 2013. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>>. Acesso em: 03 dez. 2014.

MUNIZ, J.A.; AQUINO, L.H.; SIMPLÍCIO, E.; SOARES, A.R. Estudo do tamanho de parcelas experimentais em povoamentos de *Eucalyptus grandis* hill, usando parcelas lineares. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1002-1010, 2009.

OLIVEIRA, G.M.V.; MELLO, J.M.; LIMA, R.R.; SCOLFORO, J.R.S.; OLIVEIRA, A.D. Tamanho e forma de parcelas experimentais para *Eremanthus erythropappus*. **Cerne**, Lavras, v. 17, n. 3, p. 327-338, 2011.

OLSON, J.S.; WATTS, J.A.; ALLISON, L.J. **Carbon in live vegetation of major world ecosystems**. Tennessee: Oak Ridge National Laboratory, 1983. 152 p. (Report ORNL, 5862).

OVERMAN, J.P.; WITTE, H.J.; SALDARRIAGA, J.G. Evaluation of regression models for aboveground biomass determination in Amazon rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 2, p. 207-218, 1994.

PABLOS, J.L.; CASTILLO, A. **Determinación del tamaño de parcela experimental óptimo mediante la forma canónica**. Chapingo: Centro de Estadística y Cálculo, 1966. 16 p.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D.A. **Inventário florestal**. Curitiba: UFPR, 1997. 316 p.

PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; VINCETI, B.; BAKER, T.; LEWIS, S.L.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NÚÑEZ VARGAS, P.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; LAURANCE, S.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 12, p. 576–587. 2002.

PIMENTEL-GOMES, F. O problema do tamanho das parcelas em experimentos com plantas arbóreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 19, n. 12, p. 1507-1512, 1984.

PREISKORN, G.M.; COUTO, H.T.Z. Quantificação e monitoramento da biomassa e carbono em plantios de áreas restauradas. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 147-156.

SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.; ZILLIOTTO, M.A.B.; GOMES, F.S. **As florestas e o carbono**. Curitiba: FUPEF; Imprensa da UFPR, 2002. 264 p.

SAS INSTITUTE. **SAS user's guide: statistics version 9.2**. Cary, 2007.

SCATENA, F.N.; SILVER, W.; SICCAMA, T.; JOHNSON, A.; SÁNCHEZ, M.J. Biomass and nutrient content of the Bisley Experimental Watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, before and after Hurricane Hugo, 1989. **Biotropica**, Washington, v. 25, n. 1, p. 15-27, 1993.

SISTEMA DE INFORMAÇÃO AMBIENTAL DO PROGRAMA BIOTA/FAPESP. **Atlas 2.1**. Disponível em: <<http://sinbiota.biota.org.br/atlas/>>. Acesso em: 30 mar. 2014.

SMITH, A.R.; PRYER, K.M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H.; WOLF, P.G. A classification for extant ferns. **Taxon**, Utrecht, v. 55, n. 3, p. 705-731, 2006.

SMITH, F.H. An empirical law describing heterogeneity in the yield of agricultural crops. **Journal Agricultural Science**, Cambridge, v. 28, p. 1-23, 1938.

SOTOMAYOR, J.F.M. **Determinação de biomassa aérea em florestas nativas num ambiente agrícola do estado de São Paulo**. 2013. 129 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX. **The international plant names index**. 2012. Disponível em: <http://www.ipni.org/ipni/simplePlantNameSearch.do;jsessionid=BC870AE734A7BEC373EF51B00AFA05C6?find_wholeName=chusquea+peruviana&output_format=normal&query_type=by_query&back_page=query_ipni.html>. Acesso em: 06 jan. 2014.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A.R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING, 2002, Taipei. **Proceedings...** Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, 2002. p. 98-115. (Extension Series, 153).

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Aforestation/reforestation methodological tool: calculation of the number of sample plots for measurements within A/R CDM project activities; report**. CDM-EB 58, Annex 15 Version 02.1.0. Cancun, 2010. 7 p.

VIEIRA, M.G.L.; COUTO, H.T.Z. Estudo do tamanho e número de parcelas na Floresta Atlântica do Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 60, p. 11-20, 2001.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; MARTINS, S.E.; ESTRADA, T.E.M.D.; ROMANINI, R.P.; KOCH, I.; PIRANI, J.R.; MELHEM, T.S.; HARLEY, A.M.G.; KINOSHITA, L.S.; MAGENTA, M.A.G.; LONGHI WAGNER, H.M.; BARROS, F.; LOHMANN, L.G.; AMARAL, M.C.E.; CORDEIRO, I.; ARAGAKI, S.; BIANCHINI, R.S.; ESTEVES G.L. Checklist das spermatophytas do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 193-390, 2011.

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. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 3, p. 248-258, 2011.

ZANON, M.L.B.; STORCK, L. Tamanho de parcelas experimentais para *Eucalyptus saligna* smith. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 589-593, 1997.

_____. Tamanho ótimo de parcelas experimentais para *Eucalyptus saligna* Smith em dois estádios de desenvolvimento. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 104-111, 2000.

3 DETERMINAÇÃO DE CARBONO E BIOMASSA DA PARTE AÉREA DE UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA, NA SERRA DA CANTAREIRA, SÃO PAULO

Resumo

Estimativas de biomassa e carbono florestal têm se tornado cada vez mais importantes, devido sua contribuição aos estudos de mudanças climáticas globais. Estas estimativas podem ser realizadas via método destrutivo ou não destrutivo. No entanto, são poucos os estudos dessa natureza na Mata Atlântica e, em especial, na Serra da Cantareira. Em virtude da supressão da vegetação prevista na obra para a construção do Rodoanel Mário Covas trecho norte este estudo foi delineado, e teve como objetivo quantificar a biomassa e o carbono na parte aérea de um trecho de floresta atlântica; comparar métodos destrutivos e não destrutivos para a quantificação de biomassa e carbono na parte aérea; comparar as medidas de altura total e diâmetro a altura do peito (DAP) obtidas a campo no inventário com as medidas coletadas após o corte; e estudar a variação da densidade básica da madeira das espécies nas diferentes classes de DAP. Os indivíduos arbóreos da área de estudo (8.000 m²) que possuíam DAP maior ou igual a 5 cm foram inventariados e, destes, 106 árvores foram cortadas para determinação da massa fresca. Amostras de cada fração da árvore foram retiradas para determinação da biomassa, carbono e densidade básica da madeira. A biomassa da parte aérea obtida, via método destrutivo, foi de 188,3 Mg ha⁻¹ e o carbono, 85,1 Mg ha⁻¹. Modelos da literatura subestimaram a quantidade de biomassa e carbono. As menores classes de DAP apresentaram as maiores densidades básicas. A porcentagem de carbono contida nos troncos e galhos não diferiu entre as classes de DAP. Espécies pioneiras acumularam maior quantidade de biomassa e carbono nos galhos e apresentaram maior densidade básica que as não pioneiras. A utilização dos dados coletados na fase de inventário e após o corte não afetaram os valores de biomassa estimados.

Palavras-chave: Estoque de carbono; Altura da árvore; Método destrutivo; Método não destrutivo; Floresta Atlântica; Espécies pioneiras; Espécies não pioneiras; Classes de DAP; Densidade básica da madeira

Abstract

Estimating biomass and carbon in forests have become increasingly important because of its contribution to the studies of global climate change. These estimates can be made via destructive or non-destructive method. However, few studies of this nature are done in the Atlantic Forest, and especially at Serra da Cantareira. Due to the cut of the forest to build the north extension of Mário Covas Road this study was designed. The aim was to quantify the aboveground biomass and carbon in a portion of Atlantic forest; to compare destructive and non-destructive methods for the quantification of biomass and carbon; to compare the total height measures and diameter of trunk at breast height (DBH) obtained in field inventory with the measurements collected after cutting; and to study the variation in wood density of species in different classes of diameter. The trees in the study area (8.000 m²) that had DBH greater than 5 cm, were inventoried and, of these, 106 trees were cut to determine the fresh weight. Samples of each fraction of the tree were taken to determinate the biomass, carbon and wood density. The aboveground biomass obtained via

destructive method was 188.3 Mg ha⁻¹ and carbon, 85.1 Mg ha⁻¹. Models of literature underestimated the amount of biomass and carbon. The smaller DBH classes showed the highest wood basic densities. The percentage of carbon contained in the trunks and branches did not differ between the DBH classes. Pioneer species accumulated higher amount of biomass and carbon in the branches and had a higher wood basic density than non-pioneers species. The utilization of data collected in the inventory phase and after the cut did not affect the estimated biomass values.

Keywords: Carbon stock; Tree height; Destructive method; Non-destructive method; Atlantic Forest; Pioneer species; Non-pioneer species; DBH classes; Wood basic density

3.1 Introdução

A manutenção e conservação dos remanescentes florestais é importante para a manutenção da biodiversidade, da qualidade da água e dos estoques de carbono (FEARNSIDE, 2006). Estimativas de biomassa florestal têm se tornado cada vez mais importantes, devido sua contribuição aos estudos de mudanças climáticas globais, uma vez que constitui fator indispensável para estimativas de sequestro de carbono (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; BROWN, 1997; BURGER; DELITTI, 1999; SANQUETTA, 2002).

O processo fotossintético é o principal responsável pela síntese de compostos orgânicos e liberação de oxigênio a partir da água, luz e CO₂ da atmosfera, e desempenha papel essencial para a sobrevivência e o crescimento da planta e, conseqüentemente, para o acúmulo de biomassa e carbono (IPCC, 2006). A quantidade de biomassa em uma floresta é resultado da diferença entre a produção da fotossíntese e o consumo pela respiração, que é comumente expressa como massa seca por unidade de área (BROWN, 1997). Durante o crescimento de uma floresta tropical, o carbono fixado pelo reservatório de biomassa viva (acima e abaixo do solo) chega a representar entre 70 e 95% do CO₂ sequestrado (CGEE, 2008).

A quantidade de biomassa e carbono pode variar muito em função do tipo de floresta, bem como de sua localização (HOUGHTON, 1994). Diversas são as possibilidades de acúmulo de biomassa em um ecossistema, e podem ser compartimentados em reservatórios (MARTINS, 2004). Em projetos de MDL florestal, cinco reservatórios de carbono podem ser monitorados, como: a biomassa acima do solo (parte aérea da árvore: tronco, galhos e folhas); biomassa abaixo do solo (raízes); serapilheira (camada de resíduos orgânicos depositados no solo da floresta); madeira morta (árvores e arbustos mortos); e carbono no solo (BIRDSEY; PREGITZER;

LUCIER, 2000; CGEE, 2008). Entretanto, para que projetos de MDL florestal sejam passíveis de aprovação, é necessário que os mesmos apresentem fundamentos de elegibilidade, adicionalidade e condições de monitoramento (CORTE, 2005).

A quantificação de biomassa florestal pode ser realizada por métodos de determinação diretos (método destrutivo) e indiretos (não destrutivos) que geram estimativas (SALATI, 1994; SANQUETTA, 2002; BATISTA; COUTO; SILVA FILHO, 2014).

O método destrutivo consiste na derrubada de árvores dentro de uma dada parcela e a quantificação de sua massa verde, no próprio local, ou seja, massa fresca dos troncos, galhos, folhas e raízes, se for o caso. Amostras de cada um desses componentes são coletadas e posteriormente secas para determinação da biomassa (SANQUETTA, 2002). A dimensão das árvores em florestas tropicais dificulta a determinação direta da biomassa, pois torna esta avaliação cara e dependente de tempo e recursos humanos adequados. Além disso, a legislação ambiental brasileira é bem restritiva em relação à aplicação de métodos destrutivos (BURGER; DELITTI, 1999; VIEIRA et al., 2008), principalmente na Mata Atlântica. O IPCC (2006) esclarece que a determinação de biomassa da vegetação pode ser obtida através de equações alométricas, desenvolvidas em outras localidades, pois nem sempre o projeto possui recursos ou amostras suficientes para desenvolver uma equação alométrica específica. Entretanto, sempre que possível, é recomendado a derrubada de algumas árvores, como forma de se obter dados que reduzam incertezas e sirvam para calibrar equações (BROWN, 1997). Alguns trabalhos utilizaram esse método de amostragem, para obtenção de biomassa e carbono em florestas (VOGEL; SCHUMACHER; TRÜBY, 2006; WATZLAWICK, 2003; SCHUMACHER; HOPPE; BARBIERI, 2002; HIGUCHI et al., 1998).

Os métodos indiretos envolvem estimativas de biomassa viva por meio de modelagem matemática, em que uma ou mais variáveis, como o diâmetro, a altura da árvore ou a densidade, são correlacionadas com a biomassa (SANQUETTA, 2002, SILVEIRA et al., 2008). Essas variáveis podem ser obtidas diretamente no campo, por estudos fitossociológicos, ou por dados secundários de inventários florestais já existentes (BROWN, 1997; BRITEZ et al., 2006; SILVEIRA et al., 2008; SÃO PAULO, 2009).

Outro método indireto é o uso de técnicas de sensoriamento remoto (SANQUETTA, 2002, SILVEIRA et al., 2008; SILVA, et al., 2015), como a aplicação

de modernas tecnologias de escaneamento a laser - Airbone Laser Scanning (ALS) ou Light Detection and Ranging (LiDAR), que é uma ferramenta capaz de fornecer dados sobre vários estratos do dossel de uma floresta (MAGNUSSEN; BOUDEWYN, 1998; NÆSSET, 1997). Tendo em vista que o acúmulo de biomassa depende de vários fatores, como o tipo florestal, a distribuição etária da floresta, a composição de espécies, a estrutura e o grau de distúrbio, e as características regionais, como o clima, o tipo de solo e o regime pluviométrico (MARTINS, 2004; BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989), as ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e o sensoriamento remoto mostram-se de grande importância, e permitem análises em larga escala (SÃO PAULO, 2009).

A modelagem relacionada a estudos nas regiões tropicais é complexa e tem por objetivo determinar preditores confiáveis de biomassa acima do solo. Após análise de 27 modelos de estudos desenvolvidos em regiões tropicais, concluiu-se que os mais importantes preditores da biomassa acima do solo são DAP, densidade básica da madeira, altura total e tipo de floresta (seca, úmida ou muito úmida) (CHAVE et al., 2005). Importante destacar que diversos estudos apresentam resultados contrastantes entre si quanto a correlação entre biomassa e variáveis como densidade da madeira, fertilidade do solo, precipitação, entre outras, o que, em geral, ocorre devido à realização de pesquisas em um número limitado de locais ou com restrição a regiões que apresentam similaridade (CHAVE et al., 2006).

Muitos trabalhos foram realizados utilizando estimativas de volume e biomassa de diferentes partes das árvores e nos compartimentos das florestas, que foram convertidas em quantidades de carbono, pela utilização de fatores de conversão, ou seja, sem que houvesse a destruição do material vegetal (COOPER, 1983; BROWN; LUGO, 1984; BROWN; LUGO; CHAPMAN, 1986; SCHROEDER, 1992).

A estimativa do estoque de carbono em uma vegetação pode ser obtida pelo produto da biomassa florestal pela concentração de carbono. Assim, a confiabilidade quanto ao teor de carbono, presente na fitomassa arbórea, é essencial para sua conversão em estoques de carbono nos ecossistemas. Muitos autores assumem que 50% da biomassa equivalem à quantidade de carbono e, portanto, empregam o fator de conversão de 0,5 na estimativa de carbono para a biomassa acima do solo (CHAVE et al., 2008; PYLE et al., 2008; LEWIS et al., 2009; SAATCHI et al., 2011). No entanto, estudos indicam que a utilização deste fator de conversão pode implicar em erros

quanto à estimativa de estoque de carbono (THOMAS; MALCZEWSKI, 2007; MARTIN; THOMAS, 2011; MELSON et al., 2011; SANER et al., 2012), pois, nesse caso, todas as variações existentes quanto à alocação de carbono inter e intraespecíficas são desconsideradas (BROWN, 1997, BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; SANQUETTA, 2002). Neste contexto, a quantificação do teor de carbono em espécies florestais é essencial para a compreensão do potencial, existente nas florestas, em capturar e acumular esse elemento em sua estrutura (LAMLOM; SAVIDGE, 2003; MARTIN; THOMAS, 2011). Cabe ressaltar que a determinação de carbono na biomassa florestal não é uma atividade recente, aplicando-se também à quantificação de produtos madeireiros comerciáveis, para fins energéticos, manejo florestal, entre outros (BROWN, 1997; SILVEIRA et al., 2008).

Devido às mudanças na cobertura do solo, seja pela ação antrópica ou por causas naturais, podem surgir processos sucessionais que darão origem às florestas secundárias. Ou seja, ocorre a alteração na composição e estrutura da comunidade florestal ao longo do tempo e, durante todo o processo sucessional, a vegetação sofre uma evolução que vai desde a colonização por gramíneas e arbustos, até o estabelecimento de uma floresta em estágios sucessionais mais avançados, com estrutura e riqueza de espécies semelhantes a de uma floresta primária (EWEL, 1980; HARTSHORN, 1980; URBAN; O'NEILL; SHUGART, 1987; BROWN; LUGO, 1990). Há então um considerável aumento de biomassa ao longo da evolução das florestas secundárias, o que promove o acúmulo de carbono em seu lenho, raízes e folhas, com uma produtividade de quase o dobro de uma floresta primária (CHAVE et al., 2005).

Diante do exposto, o objetivo desta pesquisa foi quantificar a biomassa e o carbono na parte aérea de uma floresta nativa, secundária, localizada na Serra da Cantareira. Além disso, objetivou-se comparar métodos destrutivos e não destrutivos para a quantificação de biomassa e carbono na parte aérea da floresta em estudo; estudar a variação da densidade básica da madeira das espécies e nas diferentes classes de DAP; e comparar as medidas de altura total e DAP obtidas a campo no inventário, com as medidas coletadas após o corte.

Destaca-se que o cumprimento dos objetivos acima expostos servirá de subsídios para calibração e desenvolvimento de novos modelos alométricos, que possam ser utilizados em comunidades florestais semelhantes à estudada, reduzindo

assim as incertezas existentes quando da quantificação de biomassa via métodos não destrutivos.

3.2 Material e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo está situada na zona norte do município de São Paulo, SP, Brasil, próxima à Av. Deputado Cantídio Sampaio, acessada a partir da Rua D, no bairro Parada de Taipas (23°26'34.29" S e 46°42'1.00" O). A área está inserida na maior floresta urbana do mundo e faz parte de um maciço florestal da Serra da Cantareira. Constitui importante remanescente de Mata Atlântica, caracterizado como Floresta Ombrófila Densa, com elementos de outras fitofisionomias de floresta estacional semidecidual (BAITELLO et al., 1992; ARAGAKI; MANTOVANI, 1998; 1998; CATHARINO et al., 2006). Consiste de um remanescente de floresta secundária, em estágio de regeneração que varia de médio a avançado (CONAMA, 1994), localizado a uma altitude aproximada de 840 m.

O clima da região é do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013), caracterizado como tropical de altitude, com chuvas no verão e temperaturas superiores a 22 °C, e com inverno seco, com a temperatura média do mês mais frio inferior a 18 °C. A precipitação média anual atinge os 1.376 mm (CEPAGRI, 2015). Os solos da área são classificados como Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, não hidromórficos (EMBRAPA, 2006).

A área de estudo foi suprimida entre os meses de setembro e outubro de 2014, por ocasião das obras do trecho norte do Rodoanel Mário Covas, e estava demarcada pelo eixo central do projeto executivo da obra, entre as estacas 1271 a 1264.

Inventário Florestal

Para escolha da área de estudo, levaram-se em consideração alguns fatores que abrangeram o ajuste temporal do cronograma da obra da rodovia, o grau de dificuldade de acesso à área de estudo e a identificação de um trecho representativo do remanescente florestal.

Na sequência, foram estabelecidas 10 parcelas com tamanho de 800 m² cada (20 x 40 m), subdivididas em 08 subparcelas de 100 m² cada (10 x 10 m). A área amostral correspondeu a 8.000 m² (Figura 1).

Figura 1 – Detalhe de uma das subparcelas demarcada para a realização do inventário florestal

Procedeu-se então à realização do inventário florestal, que consistiu na medição de DAP, altura total e altura comercial dos indivíduos arbóreos com DAP superior a 5 cm e posterior identificação das espécies, dentro de cada subparcela.

A identificação das espécies vegetais foi realizada por meio de consulta a especialistas, literatura especializada e exsicatas do Herbário SP, com os seguintes sistemas de atualização nomenclatural: Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2013>), W3Tropicos (MISSOURI BOTANICAL GARDEN, 2013), Checklist das Spermatophyta do estado de São Paulo (WANDERLEY et al., 2011) e The International Plant Names Index (IPNI, 2012). O sistema de classificação utilizado foi o APG III.

Dentre os indivíduos levantados na área de estudo (8.000 m²), constatou-se a presença de 35 famílias, 61 gêneros e 93 espécies, todas nativas. Foram identificados 1.244 indivíduos com DAP maior que 5 cm e, destes, 119 árvores foram consideradas mortas em pé, o que equivale a 9,6% do total de indivíduos levantados.

Seleção das espécies para quantificação de biomassa da parte aérea e carbono

Dentre os indivíduos arbóreos levantados no inventário florestal, 106 foram abatidos. A utilização do método destrutivo no presente estudo foi viabilizada em virtude da supressão da vegetação, prevista na obra para a construção do Rodoanel Mário Covas, trecho norte. Assim, os dados de biomassa e carbono da parte aérea puderam ser quantificados via método direto. Os indivíduos selecionados pertencem a 16 espécies que estavam entre as mais frequentes do levantamento, e representam 70,46% do total de indivíduos inventariados. Foram abatidos 2 indivíduos de cada uma das 3 classes de DAP (classe 1: 5 a 10 cm; classe 2: 10 a 15 cm; classe 3 acima de 15 cm), quando presentes nas três classes. Para efeito deste estudo, indivíduos que apresentavam bifurcação abaixo do DAP (1,30 m) foram considerados como um novo indivíduo.

As árvores selecionadas foram cortadas com utilização de motosserra e medidas novamente quanto à altura comercial e total, os diâmetros na base, à altura do peito, a 50% da altura comercial e no topo da altura comercial (Figura 2). Os dados de DAP e altura coletados após o corte foram aplicados em equações da literatura para comparação com os dados coletados no inventário, de modo a comparar e identificar possíveis erros quando da utilização de dados de amostragem a campo.

Discos de aproximadamente 5 cm de espessura, com casca, foram coletados nas seguintes posições: base, altura do peito (1,30 m), 50% da altura comercial e topo da altura comercial. Os discos foram identificados com o número da árvore e o número do disco, na seguinte sequência: A - base; B - DAP; C - 50% da altura comercial; e D - topo da altura comercial.

Figura 2 – Esquema ilustrativo das medições realizadas após a supressão dos indivíduos arbóreos, e locais de retirada das amostras de madeira das árvores abatidas

Os discos das árvores com diâmetro superior a 30 cm foram seccionados em uma cunha de 25°, para facilitar o transporte ao laboratório. Os discos de madeira de cada árvore, após medidos e identificados, foram acondicionados em sacos plásticos transparentes e espessos, e transportados até o laboratório.

Ainda em campo, todo o material proveniente dos componentes galhada e tronco de cada árvore teve a sua massa verde quantificada separadamente, com o auxílio de uma balança portátil, do tipo dinamômetro eletrônica digital, com capacidade para 300 kg.

Amostras de aproximadamente 500 g da galhada também foram coletadas, para a determinação de biomassa e carbono. Estas foram identificadas com o número da respectiva árvore e acondicionadas em sacos plásticos transparentes e espessos.

Determinação da densidade básica da madeira

A determinação da densidade básica da madeira foi realizada pelo método gravimétrico, que consiste na obtenção da massa da árvore e do teor de umidade, imediatamente após o corte (massa verde), (BATISTA; COUTO; SILVA FILHO, 2014).

Para a determinação do teor de umidade, amostras dos discos A, C e D foram submersos em tanques com água, a fim de se obter o volume saturado das amostras,

ou seja, o máximo teor de umidade. Posteriormente, foi determinada a massa da amostra imersa em água, obtida com auxílio de uma balança hidrostática. Após esta etapa, os discos foram secos em estufa de circulação forçada a $105\pm5^\circ\text{C}$, até atingir massa constante. A massa constante equivale a massa seca da amostra, ou simplesmente biomassa, e foi determinada em balança analítica. O tempo necessário para que essa massa fosse obtida variou conforme o teor de umidade de cada árvore.

A densidade básica da madeira foi calculada para os três discos amostrados em cada árvore, segundo a equação:

$$\rho_b = \frac{M_s}{M_1 - M_2}$$

onde:

ρ_b = densidade básica da amostra (g cm^{-3});

M_s = massa seca à $105\pm5^\circ\text{C}$ (g);

M_1 = massa da amostra no máximo teor de umidade (g);

M_2 = massa da amostra imersa em água (g);

$M_1 - M_2$ = volume saturado da amostra (cm^3).

Determinação da biomassa de parte aérea

Amostras da galhada e dos discos A, C e D tiveram suas massas verdes medidas antes e após secagem em estufa de circulação forçada, à temperatura de $105\pm5^\circ\text{C}$, para obtenção do teor de umidade, que foi utilizado no cálculo da biomassa do tronco e galhada.

Para efeito de cálculo da biomassa do tronco, utilizou-se a média da umidade dos discos A, C e D.

A massa seca, ou biomassa, de cada componente da árvore foi calculado segundo a seguinte equação:

$$M_s = M_v \times \left(1 - \frac{Um}{100}\right)$$

onde:

M_s = massa seca;

M_v = massa verde;

Um = Teor de umidade da amostra, que é dada por:

$$Um = \frac{Mv - Ms}{Mv} \times 100$$

A biomassa total de cada árvore foi obtida pela soma dos valores encontrados para a massa seca do tronco e da galhada, de cada indivíduo.

Determinação de carbono

Em laboratório, o disco B de cada árvore, correspondente à amostra extraída do DAP, e uma amostra da galhada foram secos em estufa de circulação forçada a 55 ± 5 °C, até atingir massa constante, para a posterior determinação de carbono. Esta temperatura foi adotada especificamente para as amostras de disco B de cada árvore e para parte de amostras da galhada, com o intuito de não promover perdas de CO₂ por volatilização, às quais as amostras estariam sujeitas, se submetidas a temperaturas mais elevadas, o que acarretaria possível subestimação das quantidades de carbono.

Os materiais foram moídos no Centro de Métodos Quantitativos da ESALQ/USP e as amostras mantidas em estufa de circulação forçada a 55 ± 5 °C. Antes de serem submetidas à medição no analisador de carbono, foram transferidas para um dessecador.

A determinação de carbono foi realizada por meio de um equipamento especializado para análise de carbono, denominado LECO (Model C632), que possui um software específico para o registro digital dos resultados (Figura 3). Assim, 100 mg de material moído, proveniente de cada amostra de tronco e galhos de cada árvore, foram submetidos à combustão, em atmosfera rica em oxigênio, à temperatura de 1.350 °C, por cerca de 60 segundos. Nesse método, todo o dióxido de carbono (CO₂) gerado pela combustão da amostra é detectado em uma célula infravermelha não dispersiva (sensor), que realiza a medição da massa de CO₂ presente na amostra, e o relaciona automaticamente com a quantidade de carbono elementar nela existente.

Figura 3 – Determinação do teor de carbono realizado em equipamento LECO C632 do Laboratório de Métodos Quantitativos (LMQ), ESALQ/USP

Para determinar a quantidade de carbono fixado em cada árvore, realizou-se o cálculo do produto de sua biomassa pelo teor de carbono encontrado para cada amostra.

Equações de Predição

Os dados obtidos no inventário florestal foram utilizados para estimativa da biomassa via método indireto, por meio de equações matemáticas existentes na literatura. Foram avaliados 17 modelos alométricos existentes na literatura, com equações que consideravam variáveis como DAP, altura total e densidade básica da madeira.

Os dados de biomassa estimados por meio dos modelos preditivos não destrutivos (método indireto) foram comparados com os dados determinados pelo método destrutivo (método direto).

Os indivíduos arbóreos inventariados foram separados em três classes de DAP: classe 1, de 5 a 10 cm; classe 2, de 10 a 15 cm e classe 3, acima de 15 cm, para estimativa de biomassa e carbono. Além disso, as espécies foram agrupadas, em conformidade com seu grupo sucessional, em pioneiras e não pioneiras.

Análises estatísticas

Inicialmente realizou-se a análise da homogeneidade de variância, pelo Teste de Box-Cox. Após, procedeu-se a análise de variância dos dados pelo teste F. Dada a significância da análise de variância, foi realizado o teste de comparação múltipla, pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, para comparação das médias. A densidade básica da madeira foi correlacionada a umidade natural por análise de regressão. Todas as análises estatísticas foram processadas utilizando o software SAS 9.2 System for Windows (SAS INSTITUTE, 2007).

3.3 Resultados

Dentre os 1.244 indivíduos levantados em todas as parcelas, constatou-se a presença de 35 famílias, 61 gêneros e 93 espécies, todas nativas, sendo que destas, 119 árvores foram consideradas mortas em pé, o que equivaleu a 9,6% do total de indivíduos levantados.

As árvores abatidas para efeito de quantificação da biomassa da parte aérea, no presente estudo, foram em número de 106, pertencentes a 16 espécies (Tabela 1). A espécie mais frequente na área foi *Piptadenia gonoacantha*. O DAP das espécies selecionadas variou de 5,0 cm, valor obtido por várias espécies, a 68,5 cm para *Pera glabrata*. A altura total variou de 1,9 m (*Myrcia splendens*) a 30,0 m (*Ceiba speciosa* e *Piptadenia gonoacantha*).

Tabela 1 – Espécies selecionadas com base no inventário florestal realizado na área de estudo, localizado na Serra da Cantareira, para efeito de quantificação de biomassa e carbono na parte aérea

Nº	Famílias	Gr*	Espécies	Qtd	Inventário					
					DAP (cm)			Altura total (m)		
					Med	Max	Min	Med	Max	Min
1	Fabaceae	P	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	165	14,2	44,3	5,0	12,4	30,0	2,2
2	Salicaceae	P	<i>Casearia sylvestris</i>	113	9,5	24,4	5,0	8,2	15,5	8,0
3	Myrtaceae	NP	<i>Myrcia splendens</i>	104	7,8	20,0	5,0	7,3	12,0	1,9
4	Euphorbiaceae	P	<i>Alchornea sidifolia</i>	100	11,9	43,3	5,0	8,7	20,0	3,7
5	Euphorbiaceae	P	<i>Croton floribundus</i>	55	15,1	30,0	5,0	12,2	20,0	3,8
6	Euphorbiaceae	NP	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	48	16,7	58,3	5,0	11,8	22,0	5,5
7	Fabaceae	NP	<i>Machaerium villosum</i>	42	14,0	33,5	5,0	9,8	24,0	3,0
8	Lauraceae	P	<i>Nectandra oppositifolia</i>	40	10,2	26,5	5,0	10,0	13,0	7,0
9	Sapindaceae	NP	<i>Allophylus petiolulatus</i>	34	10,1	20,8	5,0	9,5	15,0	5,0
10	Malvaceae	NP	<i>Ceiba speciosa</i>	29	23,4	67,8	5,0	10,1	30,0	7,5
11	Solanaceae	NP	<i>Sessea brasiliensis</i>	28	12,4	22,8	5,3	10,2	16,0	6,0
12	Bignoniaceae	NP	<i>Jacaranda puberula</i>	26	9,3	20,6	5,0	7,8	9,0	2,0
13	Sapindaceae	NP	<i>Cupania oblongifolia</i>	24	9,0	30,6	5,0	7,7	15,0	4,5
14	Vochysiaceae	NP	<i>Vochysia tucanorum</i>	23	11,3	18,8	6,0	9,7	17,0	5,2
15	Peraceae	P	<i>Pera glabrata</i>	22	20,2	68,5	5,4	11,6	20,0	5,5
16	Meliaceae	NP	<i>Cabralea canjerana</i>	20	7,9	11,8	5,1	7,6	11,5	3,3
Total				873	12,7	68,5	5,0	9,6	30,0	1,9

*Grupo sucessional: P - Espécies Pioneiras; NP - Espécies Não Pioneiras

A área de estudo apresentou 188,3 Mg ha⁻¹ de biomassa na parte aérea e 85,1 Mg ha⁻¹ de C

As médias de biomassa e carbono, obtidas para os 106 indivíduos abatidos neste trabalho, foram utilizadas para quantificar a biomassa e carbono total da área de estudo (Tabela 2). Os indivíduos abatidos foram separados em três classes de DAP e calculou-se a média de biomassa e carbono determinado para cada classe de DAP. Da mesma forma, os indivíduos inventariados foram separados nas três classes de DAP e o número de indivíduos de cada classe foi multiplicado pela média de biomassa determinada para as árvores abatidas, nas respectivas classes de DAP. Dessa forma, foi obtida a biomassa e carbono para a área amostrada (8.000 m²) e o valor foi extrapolado para 1 hectare.

Apesar de os indivíduos inventariados somarem 1.244, observa-se que a soma dos indivíduos resulta em 1.327. Isso ocorreu pois todos os indivíduos que apresentavam bifurcação abaixo do DAP (1,30 m) foram considerados como um novo indivíduo, para efeito deste estudo. Dos indivíduos inventariados, 54% ficaram na classe de 5 a 10 cm, 22,76% na classe de 10 a 15 cm e 22,98% enquadraram-se na classe com DAP maior que 15 cm.

Assim, a biomassa determinada para a área de estudo foi de 150,7 Mg (em 8.000 m²), que equivale a 188,3 Mg ha⁻¹. Já o carbono para a área amostrada foi de 68,1 Mg, o que equivale a 85,1 Mg ha⁻¹ (Tabela 2).

Tabela 2 - Média de biomassa e carbono (kg árvore⁻¹) encontrada na área amostral, considerando os dados das árvores abatidas por classe de DAP, e cálculo para obtenção de biomassa e carbono (Mg), com base nos dados do inventário florestal

Árvores abatidas			Inventário florestal		
Classe de DAP (cm)	Biomassa (kg árvore ⁻¹)	C (kg árvore ⁻¹)	Número de indivíduos	Biomassa (Mg)	Carbono (Mg)
5 - 10	16,9	7,6	720	12,1	5,5
10 - 15	50,7	23,1	302	15,3	7,0
> 15	403,9	182,3	305	123,2	55,6
			Área amostrada (8.000 m ²)	150,7	68,1
			1 hectare	188,3	85,1

Modelos da literatura subestimam a quantidade de biomassa e carbono para a área de estudo

A biomassa estimada pelos modelos preditivos testados foi subestimada, quando comparada ao valor real, obtido via método destrutivo. O erro variou entre 4,4%, para o modelo de Chave et al. (2005), a 61,2%, para o modelo de Burger e Delitti (2008). O modelo de Chave et al. (2005) foi o que mais se aproximou do valor real e considerou as variáveis DAP e densidade. Já o modelo de Burger e Delitti (2008) considerou as variáveis DAP e altura (Tabela 3).

Tabela 3 - Biomassa da parte aérea (Mg) da área onde foi realizado o inventário florestal (8.000 m²), obtida pelos modelos preditivos da literatura, comparada à obtida pelo método destrutivo

Referência	Equação	Biomassa (Mg)	Erro (%)
Método não destrutivo			
<u>Modelo alométrico com 1 variável (DAP)</u>			
Brown (1997)	$BPA = \exp (-1,996 + 2,32 * \ln (DAP))$	96,6	-35,9
Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)	$BPA = 21,297 - (6,953 * DAP) + 0,74 * (DAP^2)$	115,7	-23,2
Burger e Delitti (2008)	$BPA = \exp (-3,068 + 2,522 * \ln (DAP))$	62,7	-58,4
Scatena et al. (1993)	$BPA = \exp (-2,399 + 2,475 * \ln (DAP))$	108,0	-28,3
Chave, Riera e Dubois (2001)	$BPA = \exp (-2,00 + 2,42 * \ln (DAP))$	131,8	-12,5
<u>Modelo alométrico com 2 variáveis (DAP e Altura - H)</u>			
Burger e Delitti (2008)	$BPA = \exp (-3,676 + 0,951 * \ln (DAP^2 * H))$	58,4	-61,2
Brown, Gillespie e Lugo (1989)	$BPA = \exp (-3,3012 + 0,9439 * \ln (DAP^2 * H))$	79,7	-47,1
Overman, Witte e Saldarriaga (1994)	$BPA = \exp (-3,843 + 1,035 * \ln (DAP^2 * H))$	106,3	-29,4
<u>Modelo alométrico com 2 variáveis (DAP e Densidade)</u>			
Chave et al. (2005)	$BPA = \rho * \exp (-0,667 + 1,784 * \ln (DAP) + 0,207 * (\ln (DAP))^2 - 0,0281 * (\ln (DAP))^3)$	104,5	-30,6
Chave et al. (2005)	$BPA = \rho * \exp (-1,499 + 2,148 * \ln (DAP) + 0,207 * (\ln (DAP))^2 - 0,0281 * (\ln (DAP))^3)$	144,0	-4,4
Chave et al. (2005)	$BPA = \rho * \exp (-1,239 + 1,980 * \ln (DAP) + 0,207 * (\ln (DAP))^2 - 0,0281 * (\ln (DAP))^3)$	109,1	-27,6
<u>Modelo alométrico com 3 variáveis (DAP, Altura e Densidade)</u>			
Sotomayor (2013)	$BPA = \exp (-2,3082 + (1,987 * \ln (DAP) + 0,7963 * \ln (H) + 0,9297 * \ln (\rho)))$	101,7	-32,5
Chave et al. (2005)	$BPA = \exp (-2,187 + 0,916 * \ln (\rho * DAP^2 * H))$	97,7	-35,1
Chave et al. (2005)	$BPA = \exp (-2,977 + \ln (\rho * DAP^2 * H))$	89,1	-40,8
Chave et al. (2005)	$BPA = \exp (-2,557 + 0,940 * \ln (\rho * DAP^2 * H))$	82,3	-45,4
Chave et al. (2014)	$BPA = 0,0673 * (\rho * DAP^2 * H)^{0,976}$	96,3	-36,1
Chave et al. (2014)	$BPA = 0,0559 * (\rho * DAP^2 * H)$	97,8	-35,1

Método destrutivo

Biomassa da parte aérea obtida via método destrutivo 150,7

BPA = Biomassa da parte aérea; DAP = Diâmetro à altura do peito - 1,30 m do solo; H = Altura total (m); ρ = Densidade básica da madeira

As menores classes de DAP apresentaram as maiores densidades e a porcentagem de carbono contida nos troncos e galhos não diferiu entre as classes de DAP

A biomassa e o carbono dos troncos, galhos e árvores foram maiores na classe de DAP acima de 15 cm e diferiram significativamente das classes que possuíam diâmetros menores, ou seja, 5 a 10 cm e 10 a 15 cm (Tabela 4).

Tabela 4 - Biomassa e carbono das árvores em cada classe de DAP

Classe de DAP (cm)	Biomassa (kg)			Carbono (kg)		
	Tronco	Galhos	Árvore	Tronco	Galhos	Árvore
5 – 10	11,09 b	5,77 b	16,86 b	5,03 b	2,61 b	7,65 b
10 – 15	31,40 b	19,34 b	50,74 b	14,31 b	8,80 b	23,11 b
> 15	203,4 a	200,5 a	403,9 a	90,61 a	91,68 a	182,3 a
Média	81,97	75,20	157,17	36,65	34,36	71,02
CV (%)	16,31	29,07	13,40	18,29	28,18	13,61
Teste F	160,04*	120,07*	204,73*	162,44*	119,71*	198,35*

Médias seguidas pela mesma letra na vertical não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey

Em relação ao teor de carbono (%) contido nos troncos e galhos, não houve diferença entre as três classes de DAP, que apresentaram, na média, 45,41% de C nos tecidos. Para a densidade básica da madeira, nota-se que as menores classes de DAP apresentaram as maiores densidades (0,5 e 0,49 g cm⁻³) e diferiram do grupo de indivíduos enquadrados na classe de DAP maior que 15 cm, que apresentou a menor densidade (0,47 g cm⁻³) (Tabela 5).

Tabela 5 – Teor de carbono e densidade das árvores em cada classe de DAP

Classe de DAP (cm)	% de C		Densidade (g cm ⁻³)
	Tronco	Galhos	
5 - 10	45,34 a	45,34 a	0,50 a
10 - 15	45,45 a	45,29 a	0,49 a
> 15	45,03 a	45,99 a	0,47 b
Média	45,27	45,54	0,49
CV (%)	3,07	4,12	8,95
Teste F	0,13 ^{ns}	1,56 ^{ns}	5,55*

Médias seguidas pela mesma letra na vertical não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey

Na avaliação da biomassa da parte aérea, foi possível detectar, entre as espécies estudadas, que o menor valor obtido para biomassa foi apresentado pela *Ceiba speciosa*, com média de 2,7 kg por árvore para a classe de DAP de 5 a 10 cm, e o maior foi apresentado pela espécie *Croton floribundus*, com 30,7 kg por árvore nessa mesma classe. Para a classe de DAP de 10 a 15 cm, a espécie *Ceiba speciosa* foi a que apresentou a menor biomassa, com 10,0 kg, e a espécie *Croton floribundus*, com 79,1 kg, a maior biomassa para essa classe de DAP. Por fim, para a classe de DAP maior que 15 cm, as espécies *Jacaranda puberula* e *Pera glabrata* foram as que apresentaram menor e maior biomassa, respectivamente, com massas de 85 e 1.109 kg (Tabela 6).

Para carbono, os maiores e menores valores encontrados para a classe de DAP de 5 a 10 cm, conforme teores de carbono de cada espécie, apresentaram-se de forma similar aos valores de biomassa, em que se observou o menor valor para *Ceiba speciosa* (1,20 kg) e o maior para *Croton floribundus* (13,74 kg). Já na classe de DAP de 10 a 15 cm, os valores encontrados corresponderam a 4,09 kg para *Ceiba speciosa* e 37,20 kg, *Nectandra oppositifolia*. Na classe de DAP maior que 15 cm, obtiveram-se, para a espécie *Jacaranda puberula*, 41,64 kg, e para a *Pera glabrata*, 493,55 kg.

Para obtenção da quantidade de carbono, os valores de biomassa foram multiplicados pelo teor de carbono na amostra. Então, as espécies apresentaram-se de forma similar à biomassa para cada classe de DAP, com alteração apenas na classe de DAP de 10 a 15 cm, em que o maior valor de carbono foi apresentado pela espécie *Nectandra oppositifolia*.

Tabela 6 – Biomassa e carbono do tronco e galhada de 16 espécies abatidas, por classe de diâmetro à altura do peito (DAP)

Espécies	DAP	Biomassa (kg)			Carbono (kg)		
		Tronco	Galhada	Árvore	Tronco	Galhada	Árvore
<i>Alchornea sidifolia</i>	5 - 10	11,42	7,20	18,61	5,24	3,38	8,62
	10 - 15	30,49	26,37	56,86	13,31	12,43	25,73
	> 15	142,45	346,91	489,36	62,16	158,87	221,03
<i>Allophylus petiolulatus</i>	5 - 10	12,27	4,35	16,62	5,40	1,95	7,35
	10 - 15	26,91	15,20	42,11	12,13	6,69	18,82
	> 15	93,93	55,90	149,83	42,62	25,40	68,01
<i>Cabralea canjerana</i>	5 - 10	11,31	2,94	14,25	5,14	1,35	6,49
	10 - 15	13,85	12,11	25,95	6,22	5,68	11,90
	> 15						
<i>Casearia sylvestris</i>	5 - 10	13,50	11,68	25,19	6,08	5,19	11,27
	10 - 15	35,73	23,80	59,53	16,22	10,58	26,80
	> 15	48,32	87,08	135,40	21,56	39,25	60,82
<i>Ceiba speciosa</i>	5 - 10	1,86	0,87	2,73	0,80	0,40	1,20
	10 - 15	8,94	1,08	10,02	3,64	0,46	4,09
	> 15	268,60	112,18	380,78	111,26	50,95	162,21
<i>Croton floribundus</i>	5 - 10	21,73	8,95	30,68	9,76	3,98	13,74
	10 - 15	49,87	29,19	79,06	22,48	13,69	36,17
	> 15	214,21	153,39	367,60	95,57	70,43	166,00
<i>Cupania oblongifolia</i>	5 - 10	5,89	7,68	13,57	2,61	3,44	6,04
	10 - 15	31,79	25,18	56,98	13,65	10,86	24,51
	> 15	96,46	353,18	449,64	45,19	154,87	200,06
<i>Jacaranda puberula</i>	5 - 10	11,90	5,21	17,11	5,61	2,44	8,04
	10 - 15	27,78	12,01	39,79	13,13	5,79	18,92
	> 15	49,19	35,94	85,13	25,11	16,53	41,64
<i>Machaerium villosum</i>	5 - 10	12,84	2,85	15,69	5,92	1,27	7,20
	10 - 15	44,44	6,96	51,40	20,89	3,16	24,05
	> 15	166,42	100,93	267,36	74,69	45,36	120,06
<i>Myrcia splendens</i>	5 - 10	12,52	7,28	19,79	5,58	3,28	8,86
	10 - 15	35,91	33,02	68,93	16,44	14,87	31,30
	> 15						
<i>Nectandra oppositifolia</i>	5 - 10	13,01	4,00	17,01	6,00	1,93	7,93
	10 - 15	51,37	27,68	79,05	24,44	12,76	37,20
	> 15	82,85	131,12	213,97	39,79	63,42	103,21
<i>Pera glabrata</i>	5 - 10	5,05	4,61	9,66	2,28	2,03	4,31
	10 - 15	21,34	13,15	34,49	9,41	5,84	15,24
	> 15	461,53	648,22	1109,75	201,84	291,71	493,55
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	5 - 10	13,19	4,80	17,99	6,04	2,21	8,25
	10 - 15	22,73	33,42	56,15	10,19	15,15	25,34
	> 15	327,35	169,06	496,42	149,63	76,45	226,08
<i>Sessea brasiliensis</i>	5 - 10	6,56	3,76	10,32	3,07	1,82	4,88
	10 - 15	42,78	23,27	66,04	19,91	10,29	30,20
	> 15	73,86	20,15	94,01	33,65	9,91	43,56
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	5 - 10	12,96	4,49	17,45	6,08	2,11	8,19
	10 - 15	41,49	11,17	52,66	19,82	5,25	25,08
	> 15	336,51	489,57	826,07	157,21	228,50	385,71
<i>Vochysia tucanorum</i>	5 - 10	12,36	8,70	21,06	5,63	3,84	9,46
	10 - 15	28,84	5,66	34,49	12,71	2,50	15,21
	> 15	76,20	23,19	99,39	34,38	10,43	44,81

Espécies pioneiras acumulam maior quantidade de biomassa e carbono nos galhos e possuem maior densidade básica da madeira que as não pioneiras

Os valores de biomassa e carbono não variaram entre os grupos sucessionais, quando foram avaliados os componentes tronco e árvore. Entretanto, para o componente galhada, observou-se que as espécies pioneiras acumulam maiores quantidades de biomassa e carbono nos galhos do que as espécies não pioneiras (Tabela 7).

Cabe destacar que as espécies pioneiras apresentaram maior biomassa e carbono nos galhos do que no tronco, ao contrário do ocorrido para as não pioneiras, com os maiores valores de biomassa e carbono no tronco.

Tabela 7 - Biomassa e carbono do tronco, galhos e árvores, por grupo sucessional

Grupo sucessional	Biomassa (kg)			Carbono (kg)		
	Tronco	Galhos	Árvore	Tronco	Galhos	Árvore
Pioneira	98,65 a	107,43 a	206,09 a	44,17 a	48,88 a	93,05 a
Não pioneira	76,00 a	60,09 b	136,10 a	33,93 a	27,59 b	61,52 a
Média	89,99	67,33	157,32	40,03	30,86	70,89
CV (%)	37,3	49,5	34,7	42,1	59,8	43,2
Teste F	1,21 ^{ns}	5,83*	2,89 ^{ns}	1,24 ^{ns}	5,86*	2,94 ^{ns}

Médias seguidas pela mesma letra na vertical não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey

Os teores de carbono encontrados nos componentes tronco e galhos não apresentaram diferenças para os grupos sucessionais. No entanto, a densidade foi maior dentre as espécies do grupo das pioneiras (Tabela 8).

Tabela 8 - Teor de carbono no tronco e galhos, e densidade das árvores, por grupo sucessional

Grupo sucessional	% de C		Densidade (g cm ⁻³)
	Tronco	Galhos	
Pioneira	45,34 a	45,67 a	0,52 a
Não pioneira	45,22 a	45,49 a	0,47 b
Média	45,28	45,58	0,50
CV (%)	3,03	3,73	8,64
Teste F	0,18 ^{ns}	0,29 ^{ns}	47,9*

Médias seguidas pela mesma letra na vertical não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey

As densidades obtidas para as espécies estudadas variaram de 0,31 g cm⁻³, para a *Ceiba speciosa*, a 0,67 g cm⁻³, para a *Cupania oblongifolia* (Figura 4).

Figura 4 – Média das densidades básicas da madeira de 16 espécies

Detectou-se a existência de correlação linear entre o teor de umidade e a densidade básica da madeira, com significativo coeficiente de determinação no valor de $R^2 = 0,66$ (Figura 5).

Figura 5 – Correlação entre umidade natural e densidade básica da madeira de 16 espécies estudadas em um trecho de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, SP

Os teores de carbono encontrados no tronco das espécies estudadas variaram de 41,4%, para a *Ceiba speciosa*, a 48,4%, para a *Jacaranda puberula*. Já os teores encontrados na galhada variaram entre 44,1%, para a *Cupania oblongifolia*, e 47,7%, para a *Nectandra oppositifolia* (Figura 6)

Figura 6 – Teor de carbono no tronco e na galhada de 16 espécies

A biomassa por árvore variou entre 18,2 kg, para a espécie *Cabralea canjerana*, e 488,2 kg, para a espécie *Pera glabrata*. A espécie *Cabralea canjerana*, apresentou 12,2 kg (67 %) da biomassa no componente tronco e 6,0 kg (33 %) na galhada. Já a espécie *Pera glabrata* apresentou 205,3 kg (42,1 %) de biomassa no tronco e 282,9 kg (57,9 %) nos galhos (Figura 7).

Em relação ao carbono, os teores de C obtidos para cada espécie foram multiplicados pela biomassa. A espécie *Cabralea canjerana* apresentou menor quantidade de C (8,3 kg, sendo 5,5 kg no tronco e 2,8 kg na galhada) e a espécie *Pera glabrata*, a maior quantidade de C (217,1 kg, sendo 89,8 kg no tronco e 127,3 kg na galhada).

Na média, os valores de biomassa e carbono foram maiores no tronco (52,3%) do que na galhada (47,7%).

Figura 7 – Biomassa e carbono no tronco e na galhada de 16 espécies

A utilização dos dados coletados na fase de inventário e após o corte não afetaram os valores de biomassa estimados

As medidas de altura e DAP obtidas a campo (pré) não apresentam diferença significativa das medidas após o corte das árvores (pós), quando empregadas nos modelos preditores, utilizados para a estimativa de biomassa (Tabela 9).

Ao avaliar as diferenças encontradas entre os dados de pré e pós corte, assumindo-se como referência mais confiável os dados obtidos após o corte, as

diferenças encontradas em termos percentuais variou de 2,9 a 19,3%. Os modelos que não utilizaram o dado altura apresentaram, na média, 4,8% de diferença em relação aos dados obtido pós corte. Já os modelos que utilizaram os dados de altura, obtidos no inventário, apresentaram diferença de 16,25%, em relação aos dados coletados após o corte (Tabela 9).

Tabela 9 - Médias da biomassa das árvores, estimadas segundo as equações preditivas, obtidas a partir dos dados coletados durante o inventário (pré) e após o corte das árvores (pós), para comparação da diferença percentual entre as coletas

Referência	Biomassa (kg árvore ⁻¹)		Diferença (%)
	Pré	Pós	
Modelo alométrico com 1 variável (DAP)			
Brown (1997)	198,2 a	191,8 a	3,3
Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)	246,5 a	238,5 a	3,2
Burger e Delitti (2008)	141,7 a	136,5 a	3,7
Scatena et al. (1993)	232,8 a	224,5 a	3,6
Chave, Riera e Dubois (2001)	239,0 a	274,0 a	-14,7
Modelo alométrico com 2 variáveis (DAP e Altura - H)			
Burger e Delitti (2008)	122,8 a	102,0 a	16,9
Brown, Gillespie e Lugo (1989)	166,3 a	138,5 a	16,7
Overman, Witte e Saldarriaga (1994)	244,5 a	197,2 a	19,3
Modelo alométrico com 2 variáveis (DAP e Densidade)			
Chave et al. (2005) - Zona climática seca	190,4 a	184,8 a	2,9
Chave et al. (2005) - Zona climática úmida	307,4 a	296,4 a	3,6
Chave et al. (2005) - Zona climática muito úmida	216,6 a	209,4 a	3,3
Modelo alométrico com 3 variáveis (DAP, Altura e Densidade)			
Sotomayor (2013)	199,3 a	172,1 a	13,6
Chave et al. (2005) - Zona climática seca	183,7 a	156,7 a	14,7
Chave et al. (2005) - Zona climática úmida	181,0 a	150,7 a	16,8
Chave et al. (2005) - Zona climática muito úmida	158,1 a	134,0 a	15,3
Chave et al. (2014)	191,4 a	160,4 a	16,2
Chave et al. (2014)	198,6 a	165,4 a	16,8

Médias seguidas pela mesma letra na horizontal não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey

3.4 Discussão

Fitossociologia do local de estudo

No presente estudo, constatou-se a presença de 35 famílias, 61 gêneros e 93 espécies nativas, totalizando 1.244 indivíduos levantados nas parcelas. Dos indivíduos levantados, 119 foram considerados mortos em pé, o que equivaleu a 9,6% do total de indivíduos levantados. Dado similar foi encontrado por Baitello (1992), em uma amostra de 1.064 indivíduos, também na área da Serra da Cantareira, onde 86 árvores estavam mortas em pé, correspondendo a 8,08% dos indivíduos do levantamento. Neste trabalho, verificou-se a presença de 46 famílias, 93 gêneros e 141 espécies. Proporções parecidas foram encontradas por Martins (1991), com 7,4% dos indivíduos mortos em pé, Cavassan, Cesar e Martins (1984), com 5,8%, e Struffaldi De Vuono (1985), que encontrou um número superior, 11,5% em local de mata preservada. A morte de árvores em florestas pode estar relacionada a diversos fatores como ventos, raios, queda de ramos, doenças, perturbações antrópicas, ou ocorrem devido à idade do indivíduo (MARTINS, 1991).

Biomassa da parte aérea via métodos destrutivo e não destrutivo

A biomassa determinada na área de estudo, via método destrutivo, foi de 150,7 Mg em 8.000 m², que equivale a 188,3 Mg ha⁻¹ (Tabela 2).

Em um trabalho realizado em uma área de Mata Atlântica, na Serra do Mar, em Cubatão, SP, a biomassa da parte aérea foi estimada em 245 Mg ha⁻¹, pelo método destrutivo (BURGER, 2005). Delitti e Burger (1998) estimaram a biomassa de diversas áreas de florestas atlânticas, por meio de 25 modelos, e concluíram que as florestas atlânticas apresentam máximos de acúmulo de biomassa aérea de 350 Mg ha⁻¹. Já florestas secundárias e perturbadas por diferentes fatores apresentam menos de 200 Mg ha⁻¹ e florestas com maiores perturbações acumulam menos de 100 Mg ha⁻¹.

Ao considerar toda a biomassa acima do solo, Watzlawick et al. (2012) determinaram 250,9 Mg ha⁻¹ em uma Floresta Ombrófila Mista Montana, no Paraná. Em uma floresta primária em Rondônia, foram obtidos valores de biomassa iguais a 285 Mg ha⁻¹ (BROWN et al., 1995), com o uso de equações alométricas ajustadas com amostras destrutivas. Nascimento e Laurance (2002) apresentaram valores médios de biomassa acima do solo de 397,7 Mg ha⁻¹, em florestas primárias da Amazônia Central. Alves et al. (1997), em florestas primárias localizadas em Rondônia, encontraram estimativas de biomassa que variavam de 290 a 495 Mg ha⁻¹.

Alguns estudos relacionados à quantificação da biomassa viva acima do solo em florestas primárias, na região amazônica, apresentaram variações do valor de biomassa entre 230 e 490 Mg ha⁻¹ (RIBEIRO et al., 2009), valores estes superiores aos obtidos neste estudo. Brown e Lugo (1982) afirmam que a biomassa florestal oscila entre 40 a 518 Mg ha⁻¹ e apresenta uma relação com o clima, principalmente temperatura e precipitação, e pode alcançar valores máximos em Floresta Tropical Úmida e diminuir em condições muito úmidas ou mais secas.

Em Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul, Vogel, Schumacher e Trüby (2006) obtiveram biomassa acima do solo de 210,0 Mg ha⁻¹. Nessa estimativa, os galhos corresponderam a 48,8%, a madeira do fuste 43,3%, a casca do fuste 5,4%, e as folhas 2,4%. Watzlawick et al. (2012) obtiveram 45,01% de galhos vivos, 40,53% de madeira do fuste, 9,99% de casca do fuste, 2,4% de folhas, 1,16% de galhos mortos e 0,97 de outros materiais. Para uma Floresta Estacional Decidual Secundária, em Santa Tereza, RS, Brun (2004) obteve uma biomassa aérea de 157,6 Mg ha⁻¹ (incluindo extrato arbustivo, herbáceo e lianas), e a maior parte desta biomassa está contida na madeira (52,41%) e galhos (28,4%).

No presente estudo, verificou-se que a maior parte da biomassa está contida no tronco (52,02%), enquanto a galhada apresenta 47,97% da biomassa. Ao se verificar estes dados em cada classe de DAP, observa-se que, nas classes de DAP 5-10 e 10-15, uma maior porcentagem de biomassa está presente no tronco, com 65,5% na classe de DAP 5-10 e 61,9% na classe 10-15 (Tabela 4).

Ao se realizar a mesma observação considerando as espécies, verifica-se que algumas espécies apresentam maior porcentagem de biomassa na galhada, como a *Cupania oblongifolia* com 70% da biomassa na galhada, a *Alchornea sidifolia* (66,89%), *Pera glabata* (57,9%), *Tetrorchidium rubrivenium* (57,76%), *Casearia sylvestris* (55,18%) e *Nectranda oppositifolia* (52,5%) (Figura 7).

Ao se aplicar equações alométricas de estudos realizados em florestas tropicais, obteve-se estimativa de biomassa de 73,0 a 180,0 Mg ha⁻¹ (Tabela 3), todas elas inferiores à obtida via método destrutivo, 188,3 Mg ha⁻¹. O mesmo foi observado por Fearnside (1991) e Higuchi e Carvalho Júnior (1994), o que evidencia que as estimativas dos métodos indiretos ficam aquém dos valores obtidos via método destrutivo. O modelo que mais se aproximou do valor real foi o de Chave et al. (2005), que considerou as variáveis DAP e densidade. Chave et al. (2005) consideram o diâmetro das árvores a variável mais determinante para a predição de biomassa em

florestas tropicais, seguido pela densidade. No entanto, seu uso é dificultado pela grande diversidade de espécies e a falta de conhecimento da densidade da madeira para florestas tropicais.

O uso de equações para estimativas de biomassa é essencial, no entanto, nem todas as áreas têm equações alométricas bem desenvolvidas (VIEIRA et al. 2008; WATZLAWICK et al., 2012). Além disso, os métodos diretos fornecem estimativas polêmicas, pois são baseadas em poucas parcelas e, muitas vezes, pequenas (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989). De modo geral, as estimativas indiretas da biomassa são mais rápidas e baratas, porém sua precisão tende a ser inferior (FEARNSIDE; LEAL FILHO; FERNANDES, 1993; HIGUCHI et al., 1998; PARRESOL, 1999; SEGURA; KANNINEN, 2005). Há de se considerar também a grande diversidade apresentada pelo bioma Mata Atlântica, ao longo de toda a costa brasileira, o que implica na necessidade de modelos alométricos específicos para cada local (VIEIRA et al., 2008).

Quantificação de carbono em áreas florestais

O balanço global de CO₂, importante gás do efeito estufa, é fortemente influenciado pelas florestas, considerando que estas estocam carbono em diferentes compartimentos, seja em sua biomassa arbórea, na serapilheira, nas raízes e no solo. Diferentes fitofisionomias possuem também capacidades distintas de armazenar o carbono, em função dos diferentes estágios de sucessão, idade, composição e diversidade florística (WATZLAWICK et al., 2004).

No presente trabalho, foi encontrado o valor de 85,1 Mg ha⁻¹ de carbono via método destrutivo, dado o teor médio de 45,41% de C, obtido para as árvores abatidas (Tabela 2).

Em Guaraqueçaba, o Projeto Ação Climática que abrange área aproximada de 7.000 hectares no estado do Paraná, dentro de uma Área de Proteção Ambiental inserida no bioma Mata Atlântica, foi alvo de projeto que objetivou, dentre outras coisas, a medição e o monitoramento dos estoques de carbono. A amostragem foi distribuída em 6 estratos florestais considerados vulneráveis. Assim, estimou-se para a Floresta Submontana, 135,9 Mg C ha⁻¹; Florestas de terras baixas, 106,1 Mg C ha⁻¹; Florestas inundáveis, 64,12 Mg C ha⁻¹; Floresta secundária com sucessão avançada, 106,1 Mg C ha⁻¹; Floresta secundária com sucessão intermediária, 101,96 Mg C ha⁻¹; e Floresta secundária com sucessão inicial, 42,89 Mg C ha⁻¹ (TIEPOLO;

CALMON; FERETTI, 2002), o que demonstra diferentes capacidades de armazenamento de carbono das fitofisionomias.

Em estudos realizados no município de General Carneiro, PR, em uma Floresta Ombrófila Mista Montana, Watzlawick et al. (2012) encontraram valores de 104,7 Mg ha⁻¹ de carbono orgânico total.

O teor médio de Carbono obtido para tronco e galhada das 106 árvores abatidas foi de 45,41%. Para o tronco, o teor variou de 41,39 a 48,38% de C. Para a galhada, variou de 44,08 a 47,65% de C (Tabela 10).

Em razão da facilidade de uso, o fator de conversão que considera o carbono como 50% da biomassa tem sido amplamente utilizado para a estimativa de estoque de carbono na biomassa acima do solo, em florestas tropicais (CHAVE et al., 2008; LEWIS et al., 2009; PYLE et al., 2008; SAATCHI et al., 2011). Assume-se, deste modo, que o teor de carbono contido na biomassa é uma função direta e constante da mesma, desconsiderando todas variações existentes nos processos fisiológicos de alocação do carbono. No entanto, para o presente estudo, o uso deste fator (0,5) acarretaria superestimativa de carbono. Este erro variou de 3,25 a 17,21% para o tronco e de 4,7 a 11,84% para galhada (Tabela 10). Além deste, outros estudos indicam que a aplicação desse fator de conversão gera erros na estimativa dos estoques de carbono na biomassa florestal (THOMAS; MALCZEWSKI, 2007; MARTIN; THOMAS, 2011; MELSON et al., 2011; SANER et al., 2012), e gera descrédito para os resultados obtidos com a utilização desse fator.

Estudos realizados em Floresta Ombrófila Mista Montana, em Boa Ventura do São Roque, PR, constataram que o fator de conversão de 0,5 superestima os teores de carbono nas árvores em 14,27%, na média (WATZLAWICK et al., 2014). Dallagnol et al. (2011), ao avaliarem os teores de carbono em cinco espécies florestais, concluíram que, raramente, as concentrações de carbono ultrapassam os 50%. Weber et al. (2006), em avaliação de seis espécies da Floresta Ombrófila Mista, observaram que os teores de carbono variaram de 39,3% a 44,2%, valores também inferiores aos 50%. Outros estudos desenvolvidos por Bert e Danjon (2006) e Laiho e Laine (1997) avaliaram os teores de carbono em espécies coníferas e constataram diferenças significativas entre o fator de conversão e os teores observados, que neste caso subestimaram os teores entre 5,8% e 6,7%.

Na literatura, são poucas as referências encontradas e que constata a eficácia da aplicabilidade do fator 0,5. Um exemplo encontrado é o de Zhang et al.

(2009) que, ao estudarem dez espécies na China, entre coníferas e folhosas, não encontraram diferença significativa para a média do teor de C das espécies e o fator de conversão 0,5, embora os teores de carbono dos fustes tenham variado de 43,4%, para a espécie *Populus davidiana*, a 55,6%, para a espécie *Phellodendron amurense*.

Assim, a quantificação do teor de carbono das espécies estudadas é de fundamental importância, para que se possa compreender o potencial das florestas em capturar e estocar esse elemento em sua estrutura (LAMLOM; SAVIDGE, 2003; MARTIN; THOMAS, 2011; WATZLAWICK et al., 2014), especialmente se o resultado for utilizado em projetos que envolvam recursos financeiros, como pagamento por serviços ambientais (PSA) e projetos de MDL florestal, entre outros que requeiram precisão nas estimativas.

Tabela 10 -Teor de carbono (%) no tronco e galhada das 16 espécies analisadas no estudo e erro (%), quando se adota o índice 0,5

Espécies	% C Tronco	Erro (%)	% C Galhada	Erro (%)
<i>Nectandra oppositifolia</i>	47,34 ± 1,95	5,32	47,65 ± 1,60	4,70
<i>Jacaranda puberula</i>	48,38 ± 2,35	3,25	46,58 ± 2,08	6,83
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	47,11 ± 1,09	5,78	47,29 ± 1,27	5,41
<i>Sessea brasiliensis</i>	45,78 ± 1,34	8,44	47,53 ± 2,97	4,94
<i>Alchornea sidifolia</i>	44,75 ± 1,30	10,5	46,44 ± 1,90	7,11
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	45,74 ± 1,49	8,53	45,34 ± 0,84	9,33
<i>Machaerium villosum</i>	46,09 ± 1,03	7,82	44,88 ± 0,76	10,23
<i>Cabralea canjerana</i>	45,08 ± 1,48	9,83	45,70 ± 2,78	8,60
<i>Croton floribundus</i>	44,91 ± 1,13	10,18	45,72 ± 1,70	8,57
<i>Myrcia splendens</i>	45,18 ± 1,27	9,63	44,97 ± 0,38	10,07
<i>Casearia sylvestris</i>	45,16 ± 1,27	9,67	44,74 ± 0,69	10,51
<i>Allophylus petiolulatus</i>	44,80 ± 1,17	10,4	44,72 ± 0,67	10,57
<i>Vochysia tucanorum</i>	44,94 ± 0,89	10,12	44,40 ± 1,03	11,20
<i>Pera glabrata</i>	44,36 ± 1,32	11,29	44,41 ± 2,17	11,17
<i>Cupania oblongifolia</i>	44,19 ± 1,39	11,63	44,08 ± 1,06	11,84
<i>Ceiba speciosa</i>	41,39 ± 1,00	17,21	44,38 ± 2,19	11,25
Média	45,33	9,35	45,55	8,9

Densidade básica da madeira

A densidade básica da madeira é definida pela relação entre a massa da madeira absolutamente seca e o seu volume saturado (umidade acima do ponto de saturação das fibras) e é expressa em g cm⁻³. Em termos gerais, as variações da densidade básica estão relacionadas às características anatômicas da madeira tais

como, comprimento e largura das células, espessura da parede celular, diâmetro do lúmen, proporção e distribuição dos tecidos no lenho (LOPES; GARCIA, 2002).

O conjunto de dados de densidade básica da madeira, obtido para 16 espécies neste trabalho, variou de 0,31 a 0,67 g cm⁻³ e na média das espécies foi 0,488 g cm⁻³ (Figura 4). Reyes et al. (1992) apresentam um estudo sobre a densidade da madeira de espécies arbóreas tropicais e, para um conjunto de 470 dados obtidos para a América, mais de 75% das espécies apresentaram densidade que variaram de 0,4 a 0,8 g cm⁻³, com média de 0,6 g cm⁻³.

Na tabela a seguir, pode-se observar uma comparação deste conjunto de dados com dados compilados dos mesmos gêneros em diferentes continentes (IPCC, 2006), onde fica evidenciada a variação dos valores de densidade apresentados por cada espécie, ou grupo de espécies, dentro de um mesmo gênero.

Tabela 11 - Comparativo da densidade básica da madeira (g cm^{-3}) das 16 espécies analisadas no estudo, com dados compilados pelo IPCC (2006)*

Dados do estudo		Dados IPCC			
Espécies	Dens	Espécies	Dens	Local	Ref
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,67				
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,58	<i>Piptadenia communis</i>	0,68	Américas	3
		<i>Piptadenia grata</i>	0,86	Américas	1
		<i>Piptadenia suaveolens</i>	0,75	Américas	3
<i>Machaerium villosum</i>	0,58	<i>Machaerium sp.</i>	0,70	Américas	4
<i>Pera glabrata</i>	0,57	<i>Peru glabrata</i>	0,65	Américas	4
<i>Casearia sylvestris</i>	0,55	<i>Casearia sp.</i>	0,62	Américas	4
<i>Croton floribundus</i>	0,53	<i>Croton megalocarpus</i>	0,57	África	4
		<i>Croton xanthochloros</i>	0,48	Américas	4
<i>Allophylus petiolulatus</i>	0,53	<i>Allophylus africanus</i>	0,45	África	4
<i>Myrcia splendens</i>	0,51				
<i>Sessea brasiliensis</i>	0,50				
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,45	<i>Nectandra rubra</i>	0,57	Américas	4
<i>Alchornea sidifolia</i>	0,44	<i>Alchornea sp.</i>	0,34	Américas	4
<i>Vochysia tucanorum</i>	0,43	<i>Vochysia densiflora</i>	0,29	Américas	1
		<i>Vochysia ferruginea</i>	0,37	Américas	1
		<i>Vochysia guianensis</i>	0,53	Américas	3
		<i>Vochysia lanceolata</i>	0,49	Américas	1
		<i>Vochysia macrophylla</i>	0,36	Américas	1
		<i>Vochysia maxima</i>	0,47	Américas	3
		<i>Vochysia melinonii</i>	0,51	Américas	3
		<i>Vochysia obidensis</i>	0,50	Américas	3
		<i>Vochysia surinamensis</i>	0,66	Américas	3
<i>Cabralea canjerana</i>	0,42	<i>Cabralea canjerana</i>	0,55	Américas	3
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	0,40				
<i>Jacaranda puberula</i>	0,34	<i>Jacaranda copaia</i>	0,33	Américas	3
			0,18-		
<i>Ceiba speciosa</i>	0,31	<i>Ceiba pentrada</i>	0,39	África	2
		<i>Ceiba pentrada</i>	0,28	Américas	3
		<i>Ceiba pentrada</i>	0,23	Ásia	4
		<i>Ceiba samauma</i>	0,57	Américas	1

1 - Baker et al., 2004; 2 - CTFT, 1989; 3 - Fearnside, 1997; 4 - Reyes et al., 1992

Panshin e Zeeuw (1970) mencionam que algumas espécies podem apresentar variações na densidade básica não só pelo fator idade da árvore, mas pelas condições ambientais a que estas árvores foram expostas durante o seu ciclo de vida. Esses autores afirmam ainda que a idade da árvore, por si só, não afeta a densidade básica da madeira. Tal afirmação contrapõe o relato de Vital et al. (1984) e Kollmann, Kuenzi e Stam (1975), que relacionam a idade da árvore à densidade básica da madeira, justificando que o aumento ocorre devido à expansão do comprimento e espessamento das fibras, além da deposição de extrativos. Esta teoria

também é compartilhada por Sturion, Albino e Morita (1986), Albino (1983), Mendes et al. (1983) e Ferreira (1972).

Em trabalho com *Eucalyptus saligna*, aos 22 anos de idade, Lopes e Garcia (2002) constataram valores de densidade básica superiores aos encontrados por Ferreira e Kageyama (1978), em povoamentos mais jovens, o que reforça que há incremento da densidade em função da idade. Entretanto, Lopes e Garcia (2002) mostram que ocorre decréscimo da taxa de crescimento da densidade, conforme aumenta a idade da árvore.

Neste estudo, as menores classes de DAP apresentaram as maiores densidades (Tabela 5), o que diverge do que fora encontrado pelos autores supracitados, vez que espera-se que quanto maior a idade, maior o DAP e, consequentemente, maior seria a densidade básica.

Em uma análise de 24 estudos sobre a densidade básica da madeira com quatro espécies de eucalipto (*E. globulus*, *E. grandis*, *E. nitens* e *E. regnans*) Downes et al. (1997) observaram resultados diversos de incremento da densidade com o aumento da idade, outros o decréscimo, ou ainda um decréscimo inicial com aumento posterior. Houve também trabalhos que não apresentaram alterações. Ainda segundo estes autores, a variação na densidade da madeira é resultado do meio ambiente e da genética.

Em relação ao agrupamento de espécies por grupos sucessionais separados em Pioneiras (P) e Não Pioneiras (NP), observou-se que as espécies pioneiras apresentaram maior densidade ($0,52 \text{ g cm}^{-3}$) que as espécies não pioneiras ($0,47 \text{ g cm}^{-3}$). Dados indicados por Preiskorn e Couto (2009), para áreas plantadas com idade inferior a 20 anos, indicam que a densidade básica em P é inferior a $0,3 \text{ g cm}^{-3}$ e, em NP, não ultrapassa os $0,4 \text{ g cm}^{-3}$.

Reyes et al. (1992) e o IPCC (2006) apontam que, na ausência de um valor confiável de densidade básica para utilização nas Américas, seja utilizado o valor de referência de $0,60 \text{ g cm}^{-3}$, que corresponde ao valor médio obtido com base em estudos realizados nas Américas. Entretanto, devido à variabilidade dos dados e ao local de obtenção dessas densidades, quando se utiliza da média, podem-se cometer erros de estimativas de biomassa e carbono. A tabela 12 estabelece esse comparativo da aplicação do valor real de densidade básica da madeira, das 16 espécies analisadas no estudo, em relação à utilização de valor médio de densidade básica da

madeira sugerido para a região tropical das Américas ($0,6 \text{ g cm}^{-3}$). Observa-se que o erro pode chegar a 48% de subestimativas da densidade.

Tabela 12 - Densidade básica da madeira (g cm^{-3}) das 16 espécies analisadas no estudo e erro percentual quando se adota a densidade $0,6 \text{ g cm}^{-3}$

Espécies	Densidade (g cm^{-3})	Erro (%)
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,666	10,96
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,579	-3,43
<i>Machaerium villosum</i>	0,575	-4,11
<i>Pera glabrata</i>	0,565	-5,79
<i>Casearia sylvestris</i>	0,554	-7,60
<i>Croton floribundus</i>	0,530	-11,69
<i>Allophylus petiolulatus</i>	0,528	-12,06
<i>Myrcia splendens</i>	0,507	-15,56
<i>Sessea brasiliensis</i>	0,503	-16,15
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,454	-24,33
<i>Alchornea sidifolia</i>	0,443	-26,10
<i>Vochysia tucanorum</i>	0,426	-29,02
<i>Cabralea canjerana</i>	0,418	-30,25
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	0,402	-32,95
<i>Jacaranda puberula</i>	0,339	-43,55
<i>Ceiba speciosa</i>	0,310	-48,25

Tudo isso denota que a generalização do valor de densidade básica, para efeito de estimativa de biomassa para todas as espécies e idades, acarreta erros.

Detectou-se ainda, neste trabalho, que há correlação linear entre o teor de umidade e a densidade básica da madeira, com significativo coeficiente de determinação (Figura 5). Tal resultado parece um tanto quanto óbvio, uma vez que, em madeiras menos densas, há maior volume de vazios para ser ocupado por água, ou seja, o teor de umidade de saturação total da madeira será inversamente proporcional à sua densidade básica.

Esse fato também foi constatado por Foelkel, Milanez e Busnardo (1983) e Busnardo et al. (1983), que demonstraram que a densidade básica correlaciona-se de forma linear e inversamente proporcional com o máximo teor de umidade da madeira. Neste contexto, o resultado obtido no presente estudo corrobora os citados autores e valida esta correlação entre densidade básica e umidade também para o conjunto de espécies nativas avaliadas neste trabalho. Entretanto, assim como Busnardo et al. (1983) faz ressalvas quanto à necessidade de se verificar a validade do resultado

encontrado para outras estações do ano, estas ressalvas cabem também para estudos que envolvam espécies nativas.

Diante do exposto, sugere-se a possibilidade de determinação de umidade natural em campo, para estimar a densidade básica da madeira de espécies nativas pela determinação do teor de umidade das mesmas, o que conferirá maior precisão na quantificação de biomassa e carbono, com especial aplicabilidade a métodos não destrutivos.

Comparação das medidas de altura total e DAP obtidas a campo no inventário com as medidas coletadas após o corte

Medições de amostras representativas e a escolha de parâmetros a serem coletados são fundamentais para a realização de estimativas de biomassa. Em levantamentos florestais existem fontes de erro que podem se subdividir em erros amostrais, que são aqueles relacionados com a amostragem utilizada para a seleção de árvores, relações hipsométricas, e no tamanho, forma e seleção de parcelas; e erros sistemáticos, que estão relacionados com medições de altura, DAP, densidade básica (COUTO; BASTOS, 1988). Neste contexto, o DAP e a altura são importantes variáveis que se correlacionam com a biomassa.

Uma das hipóteses proposta neste trabalho tratou da verificação se há ou não erro das medidas de altura e DAP obtidas a campo (pré corte) comparadas às obtidas após o abate das árvores (pós corte). Neste contexto, a biomassa estimada pelos modelos não diferiu quando empregadas as variáveis altura e DAP obtidas pré ou pós corte (Tabela 9). Observa-se ainda que os modelos que utilizaram a variável altura apresentaram maiores diferenças entre os dados obtidos pré e pós corte. Isso pode ser explicado pela dificuldade de se obter valores confiáveis de altura quando as árvores ainda estão de pé. Em trabalho realizado em plantio de *Eucalyptus citriodora*, comparou-se métodos de determinação da altura da árvore em pé, com hipsômetros, em relação às medidas da altura real, obtidas com trena após o corte, e não foram detectadas diferenças significativas entre os métodos utilizados (CARIELO, 2008). Para Couto e Bastos (1988), os erros na medição de DAP são mais importantes que na medição de altura. O erro de 1,0 cm na medição de DAP pode corresponder até a 19%, enquanto que o erro de 1,0 m na medição da altura da árvore corresponde a até 14% no volume cilíndrico das mesmas árvores.

3.5 Conclusões

A biomassa da parte aérea obtida, via método destrutivo, em uma área da Mata Atlântica na Serra da Cantareira é de 188,3 Mg ha⁻¹ e o carbono, 85,1 Mg ha⁻¹.

Modelos da literatura subestimam a quantidade de biomassa e carbono para floresta Ombrófila Densa.

As menores classes de DAP apresentam as maiores densidades.

A porcentagem de carbono contida nos troncos e galhos não difere entre as classes de DAP.

Espécies pioneiras acumulam maior quantidade de biomassa e carbono nos galhos e possuem maior densidade básica da madeira que as não pioneiras.

A utilização dos dados coletados na fase de inventário e após o corte não afetam os valores de biomassa estimados.

Referências

ALBINO, J.C. **Características de crescimento e variação da densidade básica da madeira em 12 espécies de *Eucalyptus* em 3 regiões do estado de Minas Gerais**. 1983. 90 p. Tese (Mestrado em Engenharia Florestal) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1983.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, D.S.; SOARES, J.V.; AMARAL, S.; MELLO, E. M. K.; ALMEIDA, S.A.S.; SILVA, O.F.; SILVEIRA, A. M. Biomass of primary and secondary vegetation in Rondônia, Western Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, Oxford, v. 3, p. 451-461, 1997.

ARAGAKI, S.; MANTOVANI, W. Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no planalto paulistano (SP). In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1998. v. 104, p. 25-36.

BAITELLO, J.B.; AGUIAR, O.T.; ROCHA, F.T.; PASTORE, J.A.; ESTEVES, R. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho da Serra da Cantareira (Núcleo Pinheirinho) – SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. único, pt. 1, p. 291-297, 1992. Apresentado no CONGRESSO NACIONAL DE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo.

BAKER, T.R.; PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; KILLEEN, T.J.; LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F.; LEWIS, S.L.; LLOYD, J.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D.A.; PATIÑO, S.; PITMAN, N.C.A.; SILVA, J.N.M.; MARTÍNEZ, R.V. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 545-562, 2004.

BATISTA, J.L.F.; COUTO, H.T.Z.; SILVA FILHO, D.F. **Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014. 384 p.

BERT, D.; DANJON, F. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 222, p. 279-295, 2006.

BIRDSEY, R.; PREGITZER, K.; LUCIER, A. Forest carbon management in the United States: 1600-2100. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 1461-1469, 2006.

BRITEZ, R.M.; BORGO, M.; TIEPOLO, G.; FERRETTI, A.; CALMON, M.; HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do Sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas; Curitiba: Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, 2006. 165 p.

BROWN, I.F.; MARTINELLI, L.A.; THOMASD, W.W.; MOREIRA, M.Z.; FERREIRA, C.A.C.; VICTORIA, R.A. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 75, p. 175-189, 1995.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997. 55 p. (FAO. Forestry Paper, 134).

BROWN, S.; LUGO, A.E. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, Washington, v. 14, n. 3, p. 161-187, 1982.

_____. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. **Science**, Washington, n. 223, p. 1290-1293, 1984.

_____. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, p. 1-32, 1990.

BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, Bethesda, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BROWN, S.; LUGO, A.E.; CHAPMAN, J. Biomass of tropical tree plantations and its implication for the global carbon budget. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 13, p. 390-394, 1986.

BRUN, E.J. **Biomassa na Floresta Estacional Decidual de Santa Tereza, RS.** 2004. 152 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2004.

BURGER, D.M. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP.** 2005. 112 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BURGER, D.M.; DELITTI, W.B.C. Biomassa da Mata Ciliar do Rio Mogi Guaçu. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p.429-435, 1999.

_____. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southastern Brazil, **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 4, p. 131-136, 2008.

BUSNARDO, C.A.; GONZAGA, J.V.; MENOCELLI, S.; BENITES, E.P.; DIAS, C.; FOELKEL, C.E.B. Umidade ao abate da madeira e da casca de *Eucalyptus grandis*. **Silvicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 28, p.749-753, 1983.

CARIELO, P. Comparação da utilização de modelo hipsométrico com o censo das alturas obtidas com hipsômetros. **Revistas Eletrônicas FAEF Engenharia Florestal, Garça**, n. 11, 33 p, 2008.

CATHARINO, E.L.M.; BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.C.; DURIGAN, G.; METZGER, J.P. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 0-0, 2006.

CAVASSAN, O.; CESAR, O.; MARTINS, F.R. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 7, n. 2, p. 91-106, 1984.

CENTRE TECHNIQUE FORESTIER TROPICAL. **Memento du forestier**, 3e éd. Paris: Ministère Français de la Coopération et du Développement, 1989. 1265 p.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. Disponível em: <<http://www.cepagri.unicamp.br/>>. Acesso em: 10 jun. 2015.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de Capacitação sobre mudança do clima e projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)**, Brasília, 2008. 276 p.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M. Estimation of biomass in a Neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, n. 1, p. 79-96, 2001.

CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H.C.; BAKER, T.R.; EASDALE, T.A.; STEEGE, H.T.; WEBB, C.O. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 Neotropical tree species. **Ecological Applications**, Tempe, v. 16, p. 2356-2367, 2006.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; MULLER-LANDAU, H.C.; THOMAS, S.C.; ASHTON, P.S.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CO, L.L.; DATTARAJA, H.S.; DAVIES, S.J.; ESUFALI, S. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. **Plos Biology**, San Francisco, v. 6, p. 455-462, 2008.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M.S.; DELITTI, W.B.C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSTIDE, P.M.; GOODMAN, R.C.; HENRY, M.; MARTINEZ-YRIZAR, A.; MUGASHA, W.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B.W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E.M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C.M.; SALDARRIAGA, J.G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, p. 3177–3190, 2014.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Berlin, v. 145, p. 87-99, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. BIOMAS: estágios sucessionais da vegetação da Mata Atlântica. Resolução CONAMA nº 1 de 1994B. **Diário Oficial da União**, Brasília, 03 fev. 1994. Seção 1, p. 1684-1685.

COOPER, C.F. Carbon storage in managed forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 13, n. 1, p. 155-165, 1983.

CORTE, A.P.D. **Metodologia para detecção da elegibilidade, linha de base e monitoramento de projetos de MDL Florestal**. 2005. 104 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

COUTO, H.T.Z.; BASTOS, N.L.M. Erros de medição de altura em povoamentos de *Eucalyptus* em região plana. **IPEF**, Piracicaba, n. 39, p. 21-31, 1988.

DALLAGNOL, F.S.; MOGNON, F.; SANQUETTA, C.R.; DALLA CORTE, A.P. Teores de carbono em cinco espécies florestais e seus compartimentos. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 410-416, 2011.

DELITTI, W.B.C.; BURGER, D.M. Atlantic forests biomass estimates, Brazil. In: OPEN SCIENCE CONFERENCE ON GLOBAL CHANGE, 1998, Barcelona. The earth's changing land GCTE-LUCC. **Abstracts...** Barcelona: Generalitat de Catalunya, Institut Cartografic de Catalunya, 1998. p. 11-20.

DOWNES, G.M.; HUDSON, I.L.; RAYMOND, C.A.; DEAN, G.H.; MICHELL, A.J.; SCHIMLECK, L.R.; EVANS, R.; MUNERI, A. **Sampling plantation eucalypts for wood and fibre properties**. Collingwood: CSIRO Publ., 1997. 132 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

EWEL, J. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 2-7, 1980.

FEARNSIDE, P.M. Greenhouse gas contributions from deforestation in Brazilian Amazonia. In: LEVINE, J.S. (Ed.). **Global biomass burning: atmospheric climatic and biospheric implications**. Boston: MIT, 1991. p. 92-105, 1991.

_____. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 90, p. 59-87, 1997.

_____. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FEARNSIDE, P.M.; LEAL FILHO, N.; FERNANDES, F.M. Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 98, n. 9, p. 16733-16743, 1993.

FERREIRA, M. Variação da densidade básica da madeira de povoamentos comerciais de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden nas idades de 11, 12, 13, 14 e 16 anos. **IPEF**, Piracicaba, n. 4, p. 65-89, 1972.

FERREIRA, M.; KAGEYAMA, P.Y. Melhoramento genético da densidade da madeira de eucalipto. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 3., 1978, Manaus. **Anais...** São Paulo: SBS, 1978. v. 2, n. 14, p. 148-152.

FOELKEL, C.E.B.; MILANEZ, A.F.; BUSNARDO, C.A. Método do máximo teor de umidade aplicado à determinação de densidade básica da madeira do eucalipto. **Silvicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 28, p. 792-796, 1983.

HARTSHORN, G.S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 23-30, 1980.

HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J.A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂ – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p.125-145.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 28, p. 153-165, 1998.

HOUGHTON, R.A. As florestas e o ciclo de carbono global: armazenamento e emissões atuais. In: SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂ – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CURD, 1994. p. 38-76.

INTERGOVERNMENTAL PANEL OF CLIMATE CHANGE. **IPCC 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories**. Hayana, 2006. 806 p.

KOLLMANN, F.F.P.; KUENZI, E.; STAM, A.J. **Principles of wood science and technology**. Berlin: Springer-Verlag, 1975. v. 2, 703 p.

LAIHO, R.; LAINE, J. Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 93, p. 161-169, 1997.

LAMLON, S.H.; SAVIDGE, R.A. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 25, p. 381–388, 2003.

LEWIS, S.L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; SONKE, B.; AFFUMBAFFOE, K.; BAKER, T.R.; OJO, L.O.; PHILLIPS, O.L.; REITSMA, J.M.; WHITE, L.; COMISKEY, J.A. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. **Nature**, London, v. 457, p. 1003-1006, 2009.

LOPES, G.A.; GARCIA, J.N. Densidade básica e umidade natural da madeira de *Eucalyptus saligna* Smith, de Itatinga, associadas aos padrões de casca apresentados pela população. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 13-23, 2002.

MAGNUSSEN, S.; BOUDEWYN, P. Derivations of stand heights from airborne laser scanner data with canopy-based quantile estimators. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 1031, p. 1016-1031, 1998.

MARTIN, A.R.; THOMAS, S.C. A reassessment of carbon content in tropical trees. **PloS One**, San Francisco, v. 6, n. 8, e235332011.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Ed. UNICAMP, 1991. 246 p.

MARTINS, O.S. **Determinação do potencial de sequestro de carbono na recuperação de matas ciliares na região de São Carlos – SP**. 2004. 136 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

MELSON, S.L.; HARMON, M.E.; FRIED, J.S.; DOMINGO, J.B. Estimates of live-tree carbon stores in the Pacific Northwest are sensitive to model selection. **Carbon Balance Management**, London, v. 6, p. 1-16, 2011.

MENDES, C.J.; SUITER FILHO, W.; RESENDE, G.C.; MORAES, T.S.A. Estudo da densidade básica da madeira de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em árvores matrizes e suas progênies. **Silvicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 32, p. 832-837, 1983.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Tropicos**. 2013. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>>. Acesso em: 03 dez. 2014.

NÆSSET, E. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 61, p. 246-253, 1997.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURENCE, W.F. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 168, p. 311-321, 2002.

OVERMAN, J.P.; WITTE, H.J.; SALDARRIAGA, J.G. Evaluation of regression models for aboveground biomass determination in Amazon rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 2, p. 207-218, 1994.

PANSHIN, A.J.; ZEEUW, C. **Textbook of wood technology**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1970. v. 1, 722 p.

PARRESOL, B.R. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. **Foresf Science**, Bethesda, v. 45, n. 4, p. 573-593, 1999.

PREISKORN, G.M.; COUTO, H.T.Z. Quantificação e monitoramento da biomassa e carbono em plantios de áreas restauradas. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 147-156.

PYLE, E.H.; SANTONI, G.W.; NASCIMENTO, H.E.M.; HUTYRA, L.R.; VIEIRA, S.; CURRAN, D.J.; HAREN, J. van; SALESKA, S.R.; CHOW, V.Y.; CARMAGO, P.B. Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. **Journal of Geophysics Research**, Malden, v. 113, p. 1-20, 2008.

REYES, G.; BROWN, S.; CHAPMAN, J.; LUGO, A.E. **Wood densities of tropical tree species**. New Orleans, USDA, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, 1992. 15 p. (General Technical Report, SO-88).

RIBEIRO, S.C.; JACOVINE, L.A.G.; SOARES, C.P.B.; MARTINS, S.V.; SOUZA, A.L.; NARDELLI, A.M.B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais, **Revista Arvore**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 917–926, 2009.

SAATCHI, S.S.; HARRIS, N.L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E.T.A.; SALAS, W.; ZUTTA, B.R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S.L.; HAGEN, S. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States**, Washington, v. 108, p. 9899-9904, 2011.

SALATI, E. Emissão x sequestro de CO₂: uma nova oportunidade de negócios para o Brasil. In: SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂ – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p. 15-37.

SANER, P.; LOH, Y.Y.; ONG, R.C.; HECTOR, A. Carbon stocks and fluxes in tropical lowland Dipterocarp rainforests in Sabah, Malaysian Borneo. **Plos One**, San Francisco, v. 7, p. 1-11, 2012.

SANQUETTA, C.R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.; ZILLIOTO, M.A.B.; GOMES, F.S. (Ed.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: UFPR, 2002. p. 119-140.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Estado do Meio Ambiente. **Cadernos da Mata Ciliar 2: estimativa da densidade de biomassa potencial com uso de SIG no estado de São Paulo**. São Paulo, 2009. 28 p. Disponível em: <<http://ambiente.sp.gov.br/mataciliar>>. Acesso em: 20 out. 2013.

SAS INSTITUTE. **SAS user's guide: statistics version 9.2**. Cary, 2007.

SCATENA, F.N.; SILVER, W.; SICCAMA, T.; JOHNSON, A.; SÁNCHEZ, M.J. Biomass and nutrient content of the Bisley Experimental Watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, before and after Hurricane Hugo, 1989. **Biotropica**, Washington, v. 25, n. 1, p. 15-27, 1993.

SCHROEDER, P. Carbon storage potential of short rotation tropical tree plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 50, p. 31–41, 1992.

SCHUMACHER, M.V.; HOPPE, J.M.; BARBIERI, S. **Quantificação da biomassa e do conteúdo de nutrientes no corte raso de uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. na região de Quedas do Iguaçu-PR**: relatório de pesquisa. Santa Maria, UFSM, 2002.

SEGURA, M.; KANNINEN, M. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. **Biotropica**, Lawrence, v. 37, n. 1, p. 2–8, 2005.

SILVA, A.G.P.; GÖRGENS, E.B.; CAMPOE, O.C.; ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; RODRIGUEZ, L.C.E. Assessing biomass based on canopy height profiles using airborne laser scanning data in eucalypt plantations. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 72, n. 6, p. 504-512, 2015.

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**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 185-206, 2008.

SOTOMAYOR, J.F.M. **Determinação de biomassa aérea em florestas nativas num ambiente agrícola do estado de São Paulo**. 2013. 129 p. Tese (Doutorado em Ciências, Programa: Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. **Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da reserva biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP)**. 1985. 213 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1985.

STURION, J.A.; ALBINO, J.C.; MORITA, M. **Variação da densidade básica da madeira em doze espécies de *Eucalyptus* plantadas em Uberaba, MG**. Curitiba: EMBRAPA, CNPF, 1986. 14 p.

THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX. **The international plant names Index**. 2012. Disponível em: <http://www.ipni.org/ipni/simplePlantNameSearch.do;jsessionid=BC870AE734A7BEC373EF51B00AFA05C6?find_wholeName=chusquea+peruviana&output_format=normal&query_type=by_query&back_page=query_ipni.html>. Acesso em: 06 jan. 2014.

THOMAS, S.C.; MALCZEWSKI, G. Wood carbon content of tree species in Eastern China: Interspecific variability and the importance of the volatile fraction. **Journal of Environmental Management**, London, v. 85, p. 659–662, 2007.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A.R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING, 2002, Taipei. **Proceedings...** Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, 2002. p. 98-115. (Extension Series, 153).

URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART, H.H. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **Bioscience**, Washington, v. 37, n. 2, p. 119-127, 1987.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; AIDAR, M.P.M.; ARAÚJO, L.S.; BAKER, T.; BATISTA, J.L.F.; CAMPOS, M.C.R.; CAMARGO, P.B.; CHAVE, J.; DELITTI, W.B.; HIGUCHI, N.; HONÓRIO, E.; JOLY, C.A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L.A.; DE MATTOS, E.A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M.; SHIMABUKURO, M.T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S.E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 2, p. 21-29, 2008.

VITAL, B.R.; PEREIRA, A.R.; DELLA LUCIA, R.M.; ANDRADE, D.C. **Efeito da idade da árvore na densidade da madeira de *Eucalyptus grandis* cultivado na região do cerrado de Minas Gerais**. Brasília: IBDF, 1984. p. 49-52.

VOGEL, H.L.M.; SCHUMACHER, M.V.; TRÜBY, P. Quantificação da biomassa em uma Floresta Estacional Decidual em Itaara, R.S., Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 4, p. 419-425. 2006.

WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; MARTINS, S.E.; ESTRADA, T.E.M.D.; ROMANINI, R.P.; KOCH, I.; PIRANI, J.R.; MELHEM, T.S.; HARLEY, A.M.G.; KINOSHITA, L.S.; MAGENTA, M.A.G.; LONGHI WAGNER, H.M.; BARROS, F.; LOHMANN, L.G.; AMARAL, M.C.E.; CORDEIRO, I.; ARAGAKI, S.; BIANCHINI, R.S.; ESTEVES G.L. Checklist das spermatophytas do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 1a, p. 193-390, 2011.

WATZLAWICK, L.F. **Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens do satélite IKONOS II**. 2003. 120 p. 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.; ZILIOTO, M.A.B. (Ed.). **Fixação de carbono**: atualidades, projetos e pesquisas. Curitiba: AM Impressos, 2004. p. 95-109.

WATZLAWICK, L.F.; CALDEIRA, M.V.W.; VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M.V.; GODINHO, T.O.; BALBINOT, R. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 95, p. 353-362, 2012.

WATZLAWICK, L.F.; MARTINS, P.J.; RODRIGUES, A.L.; EBLING, A.A.; BALBINOT, R.; LUSTOSA, S.B. Teores de carbono em espécies da floresta ombrófila mista e efeito do grupo ecológico. **Cerne**, Lavras, v. 20, n. 4, p. 613-620, 2014.

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**, Guarapuava, v. 2, n. 2, p. 167-177, 2006.

ZHANG, Q.; WANG, C.; WANG, X.; QUAN, X. Carbon concentration variability of 10 Chinese temperate tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 5, p. 722-727, 2009.

ANEXOS

Anexo A - Famílias e espécies levantadas pelo Inventário Florestal (continua)

FAMÍLIA	ESPÉCIE
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.
Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.
Annonaceae	<i>Annona</i> cf. <i>cacans</i> Warm.
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> cf. <i>guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> cf. <i>xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul
Meliaceae	<i>Cedrela</i> cf. <i>fissilis</i> Vell.
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna
Lauraceae	<i>Cinnamodendron</i> sp.
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.
Clethraceae	<i>Clethra</i> sp.
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.
Sapindaceae	<i>Cupania emarginata</i> Cambess.
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.
Cyatheaceae	<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.
Fabaceae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel
Rutaceae	<i>Dictyoloma vandellianum</i> A. Juss.
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr.
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke
Phyllanthaceae	<i>Hieromyma alchorneoides</i> Allemão
Fabaceae	<i>Inga</i> cf. <i>sessilis</i> (Vell.) Mart.
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel
Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek
Melastomataceae	<i>Miconia budlejoides</i> Triana
Melastomataceae	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne

Anexo A - Famílias e espécies levantadas pelo Inventário Florestal

(conclusão)

FAMÍLIA	ESPÉCIE
Melastomataceae	<i>Miconia cf. cinnamomifolia</i>
Melastomataceae	<i>Miconia inconspicua</i> Miq.
Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins
Myrtaceae	<i>Myrceugenia cf. myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg
Myrtaceae	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West. ex Willd.) O.Berg
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.
Lauraceae	<i>Nectandra barbellata</i> Coe-Teix.
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Ness
Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez
Lauraceae	<i>Ocotea cf. pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.
Fabaceae	<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.
Asteraceae	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker
Asteraceae	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker
Nyctaginaceae	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl
Fabaceae	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel
Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake
Fabaceae	<i>Senna cf. macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby
Solanaceae	<i>Sessea brasiliensis</i> Toledo
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.
Solanaceae	<i>Solanum bullatum</i> Vell.
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman
Symplocaceae	<i>Symplocos</i> sp.
Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.