

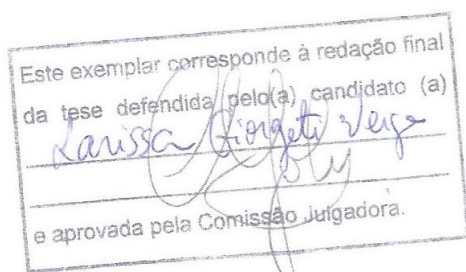
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



LARISSA GIORGETI VEIGA

"ESTOQUE DE MADEIRA MORTA AO LONGO DE UM GRADIENTE
ALTITUDINAL DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO ESTADO
DE SÃO PAULO"



Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia para obtenção do Título de Mestre, na área de Biologia Vegetal.

Orientador Prof. Dr. Carlos Alfredo Joly

Campinas, 2010

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

V533e

Veiga, Larissa Giorgeti

Estoque de madeira morta ao longo de um gradiente altitudinal de Mata Atlântica no nordeste do estado de São Paulo / Larissa Giorgeti Veiga. – Campinas, SP: [s.n.], 2010.

Orientador: Carlos Alfredo Joly.

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Carbono. 2. Madeira morta. 3. Mata Atlântica. 4. Florestas tropicais. 5. Madeira - Densidade. I. Joly, Carlos Alfredo, 1955-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(scs/ib)

Título em inglês: Stocks of coarse woody debris along an elevation gradient of Atlantic forest at northeast of São Paulo state.

Palavras-chave em inglês: Carbon; Coarse woody debris; Atlantic Forest; Wood - Density.

Área de concentração: Ecologia de Ecossistemas.

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Carlos Alfredo Joly, Flávio Jesus Luizão, Simone Aparecida Vieira.

Data da defesa: 23/08/2010.

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal.

Campinas, 23 de agosto de 2010

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Carlos Alfredo Joly (Orientador)



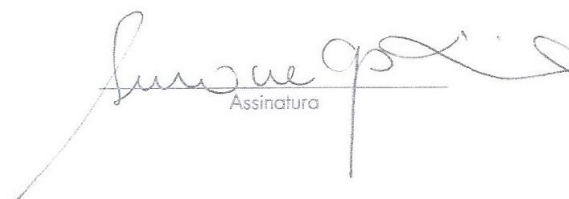
Assinatura

Dr. Flávio Jesus Luizão



Assinatura

Dra. Simone Aparecida Vieira



Assinatura

Prof. Dr. Flávio Antonio Maes dos Santos

Assinatura

Profa. Dra. Rita de Cássia Quitete Portela

Dedicatória

“E aqueles que foram vistos dançando foram julgados insanos por aqueles que não podiam escutar a música” (Friedrich Nietzsche)

A todos que acreditaram no meu trabalho, esforço e dedicação. A todos que me acompanharam e, de alguma forma, fizeram com que eu entendesse que sempre podemos mais...

Em especial ao Prof. Bruzadelli, com quem sinto que tudo começou, ao amado vô Joca e, em especial, para os dois maiores exemplos de vida, luta, dedicação, honestidade, honra, integridade, ética, moral que sempre tive....minha mãe e minha “irmã”

Dedico

iii

Agradecimentos

“A verdadeira sabedoria consiste em saber como aumentar o bem estar do mundo” (Benjamin Franklin).

Não poderia começar de outra forma que não fosse agradecendo a Deus, não por simples crença e sim por sentir que nunca estive só e sempre fui amparada...

À minha família por todo apoio amor declarado! Em especial aos meus pais (Antonio e Joana) que me ensinaram valores desde sempre e mesmo morando longe, estiveram sempre muito perto...!

Aos meus irmãos (Adriana e Renato) por todos os momentos de paciência e cumplicidade, pelos momentos de paz e segurança. Em especial ao meu irmão por sempre abdicar da atenção e carinhos de nossa amada Ana Júlia nos raros momentos que estive em Pouso Alegre!

Ao meu namorado Rodrigo que foi um herói por todo esse tempo em que me dediquei à tese. Seu amor e carinho sempre se manifestaram muito além do conforto e das condições para que eu permanecesse em Campinas. Sua cumplicidade foi linda e sua ajuda imprescindível. Também aproveito para agradecer à família do Rodrigo (tanto de Piracicaba quanto de Campinas) por compreenderem minha ausência nos encontros e sempre torcerem pelo meu sucesso!

Ao professor Joly por ter tido paciência, persistência e por ter me dado a oportunidade de realizar esse trabalho no projeto temático com tantos recursos e boas convivências.

À Dra. Simone e Dra. Luciana também pela paciência e ajuda ao longo desses três anos e meio. Obrigada pelas correções, sugestões e conversas.

Aos professores: Flavio Antonio por ter me recebido tão bem assim que comecei na Unicamp, Tamashiro pelas risadas e chocolates, Kykio pelas sugestões na pré-banca, Fernando Martins pelas conversas e aprendizados durante as disciplinas, George Shepherd por ter “encarado” o desafio multivariado da madeira morta, Eliana Martins pela enorme paciência, Tomazello por toda boa energia e disposição com que me acolheu e Martinelli por ter cedido algumas vezes seu tempo livre.

Aos secretários Maria Lúcia, Roseli, Silvia e Rafael por sempre estarem bem dispostos e com muito humor para agüentar prazos apertados e perguntas desesperadas.

Ao Sr. Osvalod, Sr. Salvador, Renato, Wagner e Yvonne. Vocês foram excelentes companhias durante os campos e graças a vocês que todos os resultados foram coletados...com muito amor e dedicação!

À Fapesp por todo apoio financeiro (tanto bolsa de mestrado concedida como pelo apoio dado ao projeto temático).

Ao Parque Estadual da Serra do Mar, local de trabalho maravilhoso, e aos responsáveis (diretores, secretários..etc.) que permitiram a logística simples e organizada das coletas.

Ao Dr. Sérgio Felipe por ter socorrido meu físico e minha alma para que eu tivesse força nos momentos mais complicados.

À minha prima Vanda pelas dicas, conselhos e “puxões de orelha” sempre carregados de humor e boas vibrações!

À “família” de Pouso Alegre: Diva, Francis, família Andery e família Grande, Tia Claudinha e turma do Campo Belo!, Tio Artur e se eu continuar assim escreverei infinitas páginas, portanto, agradeço a todos que fazem parte da minha vida nessa cidade e são muito especiais...

Por fim, mas não menos importantes...meus amigos! Vocês não só compreendem, mas praticam diariamente o dito de B. Franklin. Podem estar ao meu lado em Campinas, Pouso Alegre ou São Paulo ou presente por e-mails, recados e telefonemas de Belho Horizonte, Florianópolis, Rio de Janeiro ou até mesmo escondidinhos próximos a Tocantins. Vocês formam a base que me sustenta, a alegria que me acomete quando estou triste, a força que surge do inesperado e a palavra (seja dura, seja carinhosa) que sempre toca meu coração e sempre refaz! Alguns de vocês estão presentes nessa tese através de uma conversa informal, uma dica, um socorro no corredor, telefone, torpedo enfim....Outros estão presentes de corpo inteiro pela dedicação quase diária, por estarem “sempre alertas”, por atenderem ao chamado de socorro, pela cumplicidade e pelo carinho imensurável...e finalmente, aqueles que deixaram o corpo e a alma nesse trabalho pois sofreram quando sofri, riram quando sorri e acima de tudo, nunca desistiram. Já peço desculpas caso algum nome não apareça... se esse foi seu caso, saiba que não esqueci...apenas me perdi no meio dos nomes!!!

Aline, Vinícius, Júlia, Sebá, Chris Corrêa, Letícia, Nívea, Danilo, Cris Sauá, Cris Baudalf, Arildo, Pedros (Cavalin e Eisenlohr), Brunos (Rosado e Aranha), Livia, Rafa e Ninha, Felipe, Marcelo, Diego, André (Rochelle e Rech), Ana Paula (Caetano e da Silva), Liginha, Juliano (Pequeno), Thais, Marquinhos, Vivane, Maíra, Larissa Pereira, Edmar, Ricardo, Carlos Eduardo (coquinho), Gastão, Cátia, Léos (Jorge e Meireles) Carol (Virillo e Scultori), Ataliba, Yvonne, Sr. Osvaldo, Sr. Salvador, Cris Yuri, Nino, Natália Guerin, Leandro (Aranha e Vieira) Flávio (BH), Jacira, Gustavo (taxonomia), Marcelinho, Rubens, Poliana, Talita, Lorena, Mariana, Maurício, Michel, Milene, Susian, Marta Regina, Sandra, Juliana Neves, Luciana Falcon, Paula, Airtton, Débora, Giseli, Karina, pessoal de Itirapina, Adriana, Dani e família Andery, Patrícia e família Barbosa, Fabíola, Vítor, Alberto e pessoal laboratório análise da madeira...e tantos outros...! Sou grata a todos vocês e só estou de pé, porque sempre tive vocês por perto!

ÍNDICE

RELAÇÃO DE FIGURAS.....	vii
RELAÇÃO DE TABELAS.....	ix
RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xi
I. ESTOQUE DE MADEIRA MORTA AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO	
INTRODUÇÃO.....	1
HIPÓTESE.....	9
OBJETIVOS.....	9
MATERIAL E MÉTODOS.....	10
Descrição da área de estudo.....	10
Demarcação de parcelas.....	12
Árvores mortas em pé.....	14
Árvores mortas caídas.....	17
Análises estatísticas.....	27
RESULTADOS.....	29
Biomassa de madeira morta em pé.....	29
Biomassa de madeira morta caída.....	33
Biomassa total de madeira morta.....	38
DISCUSSÃO.....	40
Biomassa de madeira morta nas florestas tropicais.....	40
Madeira morta em pé.....	42
Madeira morta caída.....	43
CONCLUSÕES.....	55
ANEXOS.....	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1(A) Localização do Parque Estadual da Serra do Mar (região escurecida na porção inferior esquerda) e destaque para o Núcleo de Picinguaba, que faz divisa com a cidade de Parati (RJ); **(B)** Destaque para o estado de São Paulo e ampliação evidenciando a delimitação do Núcleo Santa Virgínia.

Figura 2: (A) Precipitação média mensal, no período entre 1973 e 2007 em Ubatuba; **(B)** Precipitação média mensal no período entre 1973 e 2007 em São Luiz do Paraitinga. Os dados de ambas cidades foram obtidos a partir dos dados do ANA (Agência Nacional de Águas) e DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica). (Gráfico adaptado de Martinelli *et al.* 2008).

Figura 3: Desenho esquemático da divisão e subdivisão das parcelas do projeto Biota Gradiente Funcional. Os pontos vermelhos representam a demarcação das estacas referentes à 50m. X e Y são as coordenadas das parcelas com comprimento total de 100m.

Figura 4: Gradiente altitudinal das áreas estudadas no Planalto Atlântico (Oliveira, 2007). No destaque do “Núcleo Picinguaba” temos uma parcela (A) de Restinga, quatro parcelas de FOD Terras Baixas (B,C,D,E,F) e quatro parcelas de FOD Submontana (G,H,I,J). No “Núcleo Santa Virgínia” temos quatro parcelas em área de FOD Montana (K,L,M,N)

Figura 5: Esquema ilustrativo da parcela após a implantação das transecções em 2008 e 2009. As três transecções em preto ilustram o primeiro grupo instalado em 2008. “X” é a primeira distância sorteada, entre 0 e 35m, para implantação da primeira transecção. O posicionamento das outras duas linhas foi obtido somando 35 e 70 m respectivamente à primeira distância. As setas em vermelho representam as porções sorteadas para amostragem dos galhos e bambus pequenos e médios.

Figura 6: Imagem ilustrativa do local de medição das madeiras mortas caídas grandes ao longo dos 100 m de cada transecção. O ponto de intersecção entre a transecção implantada e a madeira morta caída indicava o local para medição do diâmetro ou perímetro.

Figura 7: Seção cilíndrica de pedaço de madeira morta caída após remoção dos plugs (cilindros). Neste caso foi escolhida a posição de 45 graus.

Figura 8: Foto do disco de madeira morta inserida no programa AutoCAD 2009

Figura 9: Delimitação de perímetros irregulares para obtenção da área total do disco (AT).

Figura 10: Determinação dos pontos vazios ou área com oco do disco (AO).

Figura 11: Área maciça do disco obtida pela subtração da AT-AO

Figura 12: Estoque de madeira morta em pé (Mg/ha) nas três áreas estudadas. As barras representam os desvios padrões das médias em um intervalo de confiança de 95%. $F=12,01$ e $p = 0,0006$.

Figura 13: Variação do estoque de madeira morta em pé (Mg/ha) ao longo de um gradiente altitudinal (m). Cada um dos pontos representa uma parcela amostrada. Estoque: $Altitude: Y = 22,1637 + 162,4362 \cdot x$

Figura 14: Biomassa de madeira morta em pé e madeira morta caída e biomassa viva nas áreas de Floresta de Restinga e Florestas Ombrófila Densa (FOD) de Terras Baixas, FOD Submontana e FOD Montana (dados de biomassa em Alves *et al.* 2010). O gráfico está em escala logarítmica.

Figura 15: Biomassa de madeira morta em pé (Mg/ha) por classe de diâmetro por classe de diâmetro (DAP) nas Florestas de Restinga e Ombrófilas Densas (FOD) de Terras Baixas, Submontana e Montana. Os valores apresentados são médias, com intervalo de confiança de $\pm 95\%$, $n = 4$ e o gráfico está em escala logarítmica.

Figura 16: Distribuição do número de árvores mortas em pé (ha) por classes de diâmetro nas Florestas de Restinga e Ombrófilas Densas (FOD) Terras Baixas, Submontana e Montana. Os valores apresentados são médias, com intervalo de confiança de $\pm 95\%$, $n = 4$ e o gráfico está em escala logarítmica.

Figura 17: Análise de regressão simples do estoque (Mg) de madeira morta caída com altitude (m) nos anos de 2008 e 2009. Para ambos os anos, a relação foi significativa. Para ano de 2008 $R^2 = 0,383$, $p = 0,031$, $F = 6,219$; para ano de 2009 $R^2 = 0,371$, $p = 0,035$, $F = 5,921$. Acima do gráfico, as equações de regressão para os anos de 2008 e 2009.

Figura 18: Biomassa (Mg/ha) morta caída acima do solo (BMCAS) e biomassa viva acima do solo (BVAS) ao longo do gradiente altitudinal estudado. Os dados de biomassa viva acima do solo estão apresentados detalhadamente em Alves *et al.* 2010. REST = Floresta de Restinga; TB = FOD Terras Baixas; SUB = FOD Submontana e MON = FOD Montana.

Figura 19: Contribuição das classes de tamanho de madeira morta caída amostradas por classes de diâmetro (ou tamanho). São ditas grandes todas mortas com mais de 10 cm de diâmetro. As médias possuem entre 5 e 10 cm de diâmetro e pequenas possuem entre 2 e 5 cm de diâmetro. REST = Floresta de Restinga; TB = FOD Terras Baixas; SUB = FOD Submontana e MON = FOD Montana.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Densidade média de madeira morta em pé D (dicotiledôneas ou lenhosas em geral) e M (monocotiledôneas- palmito *Euterpe edulis* (Mart.)) em seus quatro graus de decomposição (GD). Entre parênteses estão os desvios padrões.

Tabela 2: Distribuição do estoque de carbono no compartimento madeira morta em pé (Mg/ha) por classe de diâmetro nas áreas avaliadas. FOD= Floresta Ombrófila Densa. “Total” refere-se à massa (Mg) total de carbono por área. Entre parênteses estão os valores de desvio padrão.

Tabela 3: Densidade média de madeiras mortas grandes (lenhosas ou dicotiledôneas “D”) em seus graus de decomposição, médias (Me), pequenas (Pe), palmitos(M) e samambaias (P) e seus graus de decomposição (GD). Entre parênteses após os valores de densidade estão os desvios padrões.

Tabela 4: Biomassa total (2008 e 2009) amostrado de madeira morta caída ao longo das áreas de florestas de restinga e áreas de Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Terras Baixas, FOD Submontana e FOD Montana. % Total refere-se à porcentagem que cada área representa do total amostrado. Entre parênteses os valores de desvio padrão.

Tabela 5: Estoques de carbono (Mg/ha) nas 14 parcelas avaliadas ao longo de Floresta de Restinga e Florestas Ombrófilas Densas (FOD) Terras Baixas, * Terras Baixas Explorada, Submontana e Montana.

Tabela 6: Biomassas médias totais de madeira morta caída e carbono desse compartimento (Mg/ha) nas áreas de Floresta de Restinga, FOD Terras Baixa, FOD Submontana e FOD Montana.

Tabela 7: Valores de biomassa morta total acima do solo (BMTAS) e porcentagens dessa biomassa em relação à biomassa total acima do solo (%BTAS) e carbono total acima do solo (%CTAS)

Tabela 8: Levantamento de referências bibliográficas sobre estudos de madeira morta em pé e madeira morta caída em florestas tropicais úmidas. Em casos em que o estudo não avaliou um dos compartimentos colocamos um “x” no lugar do valor.

Resumo

As florestas tropicais armazenam grandes quantidades de carbono em sua biomassa tanto acima quanto abaixo do solo. Biomassa acima do solo abrange a biomassa viva e a biomassa morta (também conhecido como necromassa). Esta é composta por madeira morta (galhos, troncos) e serapilheira. Estoque de madeira morta inclui madeira morta em pé (snag) e madeira morta caída (CWD- Coarse Woody Debris) e os estoques são resultantes do balanço entre a entrada (via mortalidade) e saída (por decomposição). Existem poucos estudos de madeira morta em florestas tropicais e estes focaram nas dicotiledôneas. No entanto, as famílias Arecaceae, Poaceae e Cyatheaceae são muito abundantes em florestas tropicais. Este estudo teve como objetivo quantificar a biomassa e estoque de carbono nos compartimentos de madeira morta (em pé e caída) ao longo de um gradiente altitudinal de Mata Atlântica do nordeste do Estado de São Paulo. Para isso, avaliamos 14 parcelas permanentes de 1 ha cada estabelecidos pelo projeto BIOTA / FAPESP Gradiente Funcional em Fisionomias de Restinga 0 m (nível do mar), Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Terras Baixas a 100 m de altitude, FOD Submontana a 400 m de altitude e FOD Montana a 1000 m de altitude. Para áreas de Floresta Submontana e Montana foram estabelecidas oito parcelas de 1 ha (quatro parcelas em cada área), na FOD Terras Baixas foram estabelecidas cinco parcelas de 1 ha e na Restinga foi estabelecida uma parcela de 1 ha. A biomassa de madeira morta apresentou tendência de aumento ao longo do gradiente. CWD foi o componente que mais contribuiu para o estoque total sendo de 46,8 (Mg/ha) para Restinga; 32,7 (Mg/ha) para FOD Terras Baixas; 44,4 (Mg/ha) para FOD Submontana e 69,5 (Mg/ha) para FOD Montana. Para “snag”, os valores observados foram de 0,4 (Mg/ha); 0,6 (Mg/ha); 10,1 (Mg/ha) e 19,6 (Mg/ha) respectivamente nas áreas de Restinga, FOD Terras Baixas, FOD Submontana e FOD Montana. A contribuição da família Arecaceae foi de 9,2 Mg/ha; da família Cyatheaceae foi de 7,6 Mg/ha e de Poaceae foi de 18,4 Mg/ha. Os estoques de carbono foram 33,5 Mg/ha para FOD Montana, cerca de 21 Mg/ha para FOD Submontana e Restinga e 14,8 Mg/ha para FOD Terras Baixas. As densidades de “snag” e “CWD” diminuíram com avanço da decomposição variando de 0,3 a 0,5 (gr/cm³) para “snag” e de 0,1 a 0,4 (gr/cm³) para dicotiledôneas; de 0,3 a 0,4 (gr/cm³) para *Euterpe edulis* (Mart.); de 0,18 a 0,28 (gr/cm³) para *Cyathea* sp. e 0,09 (gr/cm³) para bambus. As famílias Arecaceae, Poaceae e Cyatheaceae, embora apresentem uma grande densidade de indivíduos vivos, contribuíram pouco para o estoque total de madeira morta. A biomassa morta respondeu, em média, por 18 % da biomassa total acima do solo, podendo ser considerada um importante reservatório de biomassa e carbono nesses ecossistemas. Como a saída de carbono deste componente é altamente dependente da umidade e da temperatura, este pode ser um compartimento particularmente sensível às mudanças previstas para o clima e, portanto, deve ser melhor avaliado em estudos futuros. Este estudo está incluído no Projeto Biota Gradiente Funcional (FAPESP 03/12595-7).

Palavras-chave: Estoque de carbono, Madeira morta, Mata Atlântica, Florestas tropicais; Densidade da madeira.

Abstract

Tropical forests store large amounts of carbon in their biomass. Above ground biomass includes living and dead biomass (also known as necromass). Necromass is composed by dead wood (or woody debris) and litter. Woody debris stock is composed by standing dead wood (snags) and fallen dead wood (coarse woody debris) and resultants from the balance between input (via mortality) and output (via decomposition). There are few studies of dead wood in tropical forests and they have mostly focused on dicotyledons. However, Arecaceae, Poaceae and Cyatheaceae families are very abundant in tropical forests. This study aimed to quantify biomass and carbon stocks in dead wood components (standing and fallen) along an elevational gradient of Atlantic rain forest of northeastern State of São Paulo. Therefore, we studied at 14 permanent plots of 1 ha each established by the project BIOTA / FAPESP - Functional Gradient in physiognomies of "Restinga" at 0 m (sea level), Lowland Ombrophilous Dense Forest (FOD in portuguese) at 100 m altitude, FOD Submontane at 400 m elevation and FOD Montane at 1000 m altitude. For submontane and montane forest sites were established eight (four each one) 1 ha plots, for lowland were established five 1 ha plots and for Restinga was established 1 ha plot. Dead wood biomass tended to increase along the gradient. Coarse woody debris was the component that most contributed to the total stock and represented for 46.8 (Mg / ha) for Restinga; 32.7 (Mg / ha) for FOD Lowlands, 44.4 (Mg / ha) for FOD Submontane and 69.5 (Mg / ha) for FOD Montana. For snags stocks represented for 0.4 (Mg / ha) for Restinga, 0.6 (Mg / ha) for FOD Lowlands, 10.1 (Mg / ha) for FOD Submontane and 19.6 (Mg / ha) for FOD Montana. Stocks of Arecaceae was 9.2 (Mg / ha); Cyatheaceae was 7.6 Mg / ha and Poaceae was 18.4 Mg / ha. Carbon stocks were 33.5 Mg / ha for FOD Montana, around 21 Mg/ha both FOD Submontane and Restinga, and 14.8 Mg / ha for FOD Lowlands. Densities of standing dead wood and fallen dead wood decreased according to advance in decomposition. For snags and for coarse woody debris the values ranged from 0.1 to 0.4 (g/cm³) for dicotyledons. For *Euterpe edulis* (Mart.) values ranged from 0.3 to 0.4 (g/cm³). For *Cyathea* sp. ranged from 0.18 to 0.28 (g/cm³) and for bamboo density was 0.09 (g/cm³). The families Arecaceae, Poaceae and Cyatheaceae, contributed little to the total stock of dead wood. The dead biomass responded, on average, by 18% of the total biomass above ground, and must be considered an important reservoir of biomass and carbon in these ecosystems. As the output of this carbon component is highly dependent on humidity and temperature, this can be a particularly sensitive compartment, anticipated changes to the climate and therefore must be better evaluated in future studies. This study is included in Biota Gradiente Funcional Project (FAPESP 03/12595-7).

Keywords: Carbon pool, Coarse woody debris, Atlantic forest, Tropical Forest, Wood density.

Introdução

O clima da Terra constantemente sofre interferência devido à grande variedade de fatores como pequenas mudanças em sua órbita, intensidade do sol, correntes oceânicas, emissões vulcânicas, alterações nas concentrações de gases de efeito estufa, entre outros. De acordo com o IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), o aumento observado nas temperaturas médias globais desde meados do século 20, foram em grande parte decorrentes do aumento nas concentrações de gases de efeito estufa¹, provenientes das atividades antropogênicas como queima de combustíveis fósseis e da mudança no uso da terra. Entre 17 e 20% das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa são oriundas dos desmatamentos que estão ligados à mudança climática (através da emissão de CO₂), armazenamento de carbono em biomassa vegetal viva (observado em áreas de aberturas de clareiras) e redução da biodiversidade (Metz *et al.* 2007; Gullinson *et al.* 2007; Strassburg *et al.* 2010).

Em se tratando de armazenamento de carbono e biodiversidade, as florestas tropicais se destacam por serem consideradas as mais ricas em carbono e biodiversidade da Terra (FAO 2006), porém, estão cada vez mais susceptíveis aos desmatamentos (Malhi *et al.* 2009). O papel destas florestas na regulação do clima global pode ser maior do que se pensava dado ao seu potencial de absorção e emissão de dióxido de carbono (CO₂). Esse gás natural tem sido alvo de grande número de estudos nos últimos anos por ser indicado como o principal causador do efeito estufa (Lewis *et al.* 2009; Stephens *et al.* 2008 e Bonan *et al.* 2008).

Estudos recentes têm demonstrado que o montante de carbono armazenado na biosfera pode ser de cerca de 2,650 Gt², incluindo aqui tanto os organismos vivos como os detritos orgânicos e sedimentos (Ricklefs, 2003). O carbono da biosfera está distribuído em cinco grandes compartimentos: atmosfera, terra (vegetação e solos), oceanos, sedimentos e rochas (Chapin 2002). A quantidade de carbono atmosférico, que consiste primariamente em CO₂, é menor, porém o mais dinâmico dos compartimentos. As principais entradas e saídas de carbono da atmosfera são oriundas da respiração e fotossíntese respectivamente. Os ecossistemas terrestres respondem por 50 a 60 % da produção

¹ IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças no Clima) define efeito estufa como sendo um fenômeno onde o vapor de água, dióxido de carbono, metano e outros gases na atmosfera absorvem a radiação infravermelha oriunda do sol causando uma elevação na temperatura da Terra.

² GT – gigatoneladas = 1 bilhão de toneladas

primária líquida (PPL)³ global (Chapin *et al.* 2002) sendo que as florestas tropicais úmidas respondem por 36 % da troca líquida de carbono entre a atmosfera e a vegetação terrestre (Melillo *et al.* 1993).

As atividades humanas têm uma contribuição significativa no ciclo global de carbono sendo as principais causas do aumento de CO₂ atmosférico a queima de combustíveis fósseis, as conversões do uso da terra (responsáveis por vários desmatamentos), a decomposição das madeiras cortadas e a queima da biomassa vegetal. Todos os fluxos de CO₂ supracitados totalizam 15 % do ciclo do carbono terrestre e marinho correspondendo ao terceiro maior fluxo de carbono para a atmosfera (Chapin *et al.* 2002).

Os gases de efeito estufa liberados pelo desmatamento são significantes tanto em termos de impacto presente quanto do potencial para contribuição a longo prazo com a continuidade do desmatamento da vasta área de florestas restante no Brasil (Fearnside 2002). Ainda de acordo Fearnside (2002), o desmatamento em determinada área na floresta amazônica chega a atingir a marca de 934×10^6 toneladas de CO₂. As queimadas que seguem a maioria das derrubadas de florestas convertem rapidamente parte da vegetação em CO₂ e a decomposição do restante da vegetação libera o mesmo gás lentamente (Fearnside 2002). A agricultura cíclica e a exploração madeireira envolvem uma remoção “temporária”, em que a liberação líquida de CO₂ por unidade de área é significativamente inferior à verificada na remoção “permanente” para agricultura ou pastagem (Begon *et al.* 2006). As mudanças no uso da terra em florestas não tropicais parecem ter um efeito insignificante sobre a liberação de CO₂ para a atmosfera (Begon *et al.* 2006) ressaltando a importância das florestas tropicais.

As florestas tropicais são extremamente importantes no estoque de carbono mundial, respondendo por cerca de 59 % do compartimento global de carbono das florestas (Dixon *et al.* 1994). O fluxo de carbono líquido entre essas florestas e a atmosfera tem sido pouco estudado e ainda permanece controverso (Clark *et al.* 2001) pois em trabalhos como as de Keller *et al.* (1996) e Phillips *et al.* (1998), as florestas tropicais úmidas são tidas como drenos de carbono, enquanto trabalhos como Tian *et al.* (1998) e Kindermann *et al.* (1996) indicam as florestas tropicais como fontes de carbono devido à redução da produção primária líquida conseqüente da redução na umidade do solo ou aumento da temperatura. Estudos mais recentes como Malhi *et al.* (2002) e Phillips *et al.* (2002) sugerem que algumas florestas tropicais primárias estão aumentando seu estoque de carbono.

³ PPL – Produtividade (ou Produção) Primária Líquida é a diferença entre a fotossíntese (produtividade primária bruta) e a respiração total do ecossistema (Clark *et al.* 2001). PPL determina o incremento na biomassa da planta (Chapin *et al.* 2002)

A vegetação estoca esse carbono atmosférico através do incremento de sua biomassa (PPL) que pode ser estudada e avaliada por inventários (Dixon *et al.* 1994) capazes de medirem mudanças em reservatórios regionais ou globais de carbono ao longo do tempo por meio de medidas repetidas das mesmas áreas de florestas. O monitoramento a longo prazo de parcelas de floresta tropical tem indicado que, nas últimas décadas, a dinâmica da vegetação de florestas tropicais maduras apresentou um aumento na mortalidade, taxa de “turnover”⁴ (Venkateswaran *et al.* 2005), área basal e biomassa (Phillips *et al.* 1998).

Atualmente, a maior porção de florestas tropicais pluviais do mundo encontra-se na América do Sul estendendo-se sobre áreas amazônicas e extra-amazônicas na costa do Pacífico da Colômbia e Equador, somando 885 milhões de hectares (FAO 2000). Além de compreenderem o maior complexo de floresta tropical do mundo, a América do Sul também abrange um vasto conjunto do território intertropical e subtropical brasileiro que inclui o contínuo norte-sul das matas atlânticas, sendo esta o segundo maior complexo de florestas tropicais brasileiras (Ab’Sáber 2003). As florestas pluviais também são denominadas florestas ombrófilas (do grego “amigas das chuvas”) por praticamente não apresentar períodos secos (Veloso *et al.* 1991). As florestas ombrófilas estão presentes nos domínios⁵ de matas atlântica e amazônica (Ab’Sáber 2003) do Brasil com ocorrência desde 4°N a 32°S e de amplitude altitudinal de 0 a 2000 m (Veloso *et al.* 1991).

Originalmente, as florestas do Domínio de Mata Atlânticas abrangiam aproximadamente um milhão de quilômetros quadrados (Ab’Sáber 2003) e se estendiam desde o Cabo de São Roque, no estado do Rio Grande do Norte, até o município de Osório, no Rio Grande do Sul (IBGE). Quando teve início a colonização da costa brasileira pelos portugueses, a floresta Atlântica foi submetida a diversos tipos de exploração iniciando com a retirada da madeira brasileira denominada Pau Brasil, passando por diversos ciclos agrícolas como a cana de açúcar, café, algodão e pastagem além da pressão de urbanização, que se intensificou no último século (IBGE). Atualmente restam apenas 12 % de sua área

⁴ Turnover significa “estar completamente recuperado” (Chapin *et al.* 2002). No caso do ciclo do carbono, significa que, por exemplo, todo o CO₂ que estava na atmosfera foi absorvido e renovado por novo CO₂ oriundo da vegetação.

⁵ Segundo Decreto Lei 750/93 a definição de domínio é o espaço que contém aspectos fitogeográficos e botânicos que tenham influência das condições climatológicas peculiares do mar (Joly/70) incluindo as áreas associadas delimitadas segundo o mapa de vegetação do Brasil (IBGE 1993) que inclui as Florestas Ombrófilas (FO) Densa, FO Mista, FO aberta, FO Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual, manguezais, restingas e campos de altitudes associados, brejos interioranos e encaves florestais da Região Nordeste.

original, distribuídos em muitos fragmentos de tamanhos e estados de conservação diferentes (Ribeiro *et al.* 2009).

De acordo com o Sistema Nacional de Classificação da Vegetação Brasileira (IBGE; Veloso *et al.*, 1991) a floresta pluvial que ocorre ao longo da costa Brasileira pode ser classificada segundo sua hierarquia topográfica, que reflete fisionomias e composições diferentes de acordo com as variações das faixas altimétricas e latitudinais, sendo elas:

Formação de Terras Baixas- abrange áreas que variam de 05 a 50 metros de altitude

Formação Submontana- abrange áreas que variam de 50 a 500 metros de altitude

Formação Montana- abrange áreas que variam de 500 a 1500 metros de altitude

Formação Altomontana- abrange áreas acima de 1500 metros de altitude.

De modo geral, a Mata Atlântica é um mosaico diversificado, apresentando estruturas e composições florísticas diferenciadas, em função de diferenças no solo, relevo e características climáticas existentes na ampla área de ocorrência desse bioma no Brasil (IBAMA, 2008). Nas últimas três décadas muitos estudos têm sido conduzidos na mata Atlântica, a maioria relacionada à diversidade de sua fauna e flora (Morellato & Haddad 2000; Oliveira Filho & Fontes 2000), contudo, ainda há poucas informações disponíveis sobre a estrutura⁶ e funcionamento dessas florestas (Domingos *et al.* 1998; Moraes *et al.* 1999; Villela *et al.* 2006; Joly *et al.* 2008; Vieira *et al.* 2008).

A compreensão do funcionamento de um ecossistema implica no conhecimento dos mecanismos reguladores da biodiversidade e da sua estrutura, como os estoques e a ciclagem da biomassa. É sabido que o estoque de biomassa varia em florestas neotropicais devido a diferenças regionais como parâmetros físicos, fertilidade do solo e topografia, assim como distúrbios (Clark & Clark 2000; Dewalt & Chave 2004; Vieira *et al.* 2004) e a densidade média da madeira (Baker *et al.* 2004; Chave *et al.* 2005 & Nogueira *et al.* 2008). O efeito de gradientes altitudinais pequenos ou acentuados (menor ou maior que 2000 m de intervalo altitudinal respectivamente) na estrutura e dinâmica do carbono ainda não é bem conhecido (Lieberman *et al.* 1996; Bruijnzeel & Veneklaas 1998; Waide *et al.* 1998; Takyu *et al.* 2002; Leuschner *et al.* 2007; Zach *et al.* 2010; Alves *et al.* 2010). A tendência geral para grandes gradientes tropicais altitudinais são de declínio da estrutura vertical florestal e da biomassa

⁶ Estrutura, segundo Spies (1998) pode ser assumida como um produto da dinâmica da floresta e processos biofísicos ou como modelo para biodiversidade e função no ecossistema. Alguns atributos da estrutura florestal seriam tipo estrutural, tamanho, forma, distribuição espacial dos componentes (vertical e horizontal) e biomassa viva e morta.

acima do solo (Grubb 1977; Raich *et al.* 1997; Tanner *et al.* 1998; Waide *et al.* 1998; Aiba & Kitayama 1999; Kitayma & Aiba 2002; Moser *et al.* 2007). Esse padrão pode ser explicado como um resultado das restrições climáticas à fotossíntese, transpiração e absorção de nutrientes com o aumento da altitude (Bruijnzeel & Veneklaas 1998; Kitayma & Aiba 2002; Raich *et al.* 2006).

A biomassa florestal compreende os compartimentos acima e abaixo do solo (Lu 2006). Fazem parte do compartimento acima do solo tanto a biomassa viva quanto a biomassa morta também conhecida como necromassa (em inglês “woody debris”). A biomassa de madeira morta abaixo do solo, quando localizada, raramente tem sido mensurada, e é classificada como madeira enterrada e raiz grossa morta (Harmon *et al.* 1994). A biomassa morta acima do solo pode ser subdividida, segundo classes de diâmetro, como madeira morta (necromassa com diâmetro maior que 2 cm) e serapilheira (necromassa com diâmetro menor que 2 cm) (Palace *et al.* 2006). Madeira morta é um componente crucial da estrutura florestal, armazenando grandes quantidades de carbono além de funcionar como um reservatório de nutrientes acima do solo (Harmon *et al.* 1986; Chao *et al.* 2009), especialmente nas florestas tropicais (Harmon *et al.* 1995; Chambers *et al.* 2000; Clark *et al.* 2002), onde o componente madeira morta pode corresponder até a um terço do carbono encontrado acima do solo (Dixon *et al.* 1994).

Em áreas de floresta úmida na Amazônia brasileira, na região central e oriental, por exemplo, Chambers *et al.* (2000) e Gerwing (2002) encontraram que o estoque de madeira morta representa cerca de 6 % a 18 % da biomassa total acima do solo (Keller *et al.* 2004); em outros estudos em florestas neotropicais ela pode corresponder por até a 25 % da biomassa vegetal total acima do solo (Delaney *et al.* 1998; Clark *et al.* 2002; Nascimento e Laurance 2002; Rice *et al.* 2004; Chao *et al.* 2009). Apesar de representar uma grande porção da biomassa estocada acima do solo, a maior parte dos estudos de balanço de carbono tem se atido apenas à biomassa viva acima do solo (Phillips *et al.* 1998; Baker *et al.* 2004; Chao *et al.* 2009) sendo a biomassa contida na madeira morta raramente estudada em florestas neotropicais⁷ (Clark *et al.* 2002; Keller *et al.* 2004; Palace *et al.* 2007).

O estoque de madeira morta é composto pela madeira morta caída e pela madeira morta em pé (Wilcke *et al.* 2005). Este estoque é o resultado do balanço entre a entrada via mortalidade e a saída via decomposição (Olson 1963, Chao 2009). A entrada de material no componente madeira morta dá-se pela mortalidade das árvores que pode ser potencialmente controlada pelo regime de distúrbio ao qual

⁷ Florestas neotropicais são florestas das áreas da América Central, Caribe e América do Sul (limite até Terra do Fogo) (Brown e Gibson 1983).

a floresta esta submetida, a idade das árvores (Harmon e Hua 1991; Goebel e Hix 1996; Spies *et al.* 1998; Schlegel 2008), a estrutura diamétrica, o estágio sucessional (Harmon *et al.* 1986; Spies *et al.* 1998) e a quantidade de chuvas (Correia e Andrade 1999). Já a saída, dá-se principalmente pela decomposição, que depende de uma variedade de controles como: espécie; densidade da madeira, tamanho da madeira morta, área de contato com o solo, condições edáficas como fertilidade do solo e presença de minerais (Seastedt 1984) e, principalmente, condições climáticas (Whitmore 1993; Chambers *et al.* 2001).

De acordo com Chave *et al.* (2006), a densidade da madeira recentemente surgiu como uma variável chave na pesquisa do ciclo do carbono já que uma forma de se determinar o total de carbono estocado no tecido da madeira seria através do conhecimento do volume e densidade deste tecido (Jugo Ilic *et al.* 2000). Ainda no trabalho de Chave *et al.* (2006), há um destaque da importância do estudo da densidade pois esta se relaciona a várias propriedades morfológicas, mecânicas, fisiológicas e ecológicas e por ser uma propriedade física complexa, visto que o tecido da madeira é feito de proporções diferentes de células com tamanhos variáveis e diferentes composições como o teor de lignina (composto principal responsável pela rigidez do caule e folhas).

A densidade da madeira é uma característica que pode variar de acordo com as espécies, por ser herdável e geralmente conservativa, assim como pode variar de acordo com o meio ambiente (Chave *et al.* 2006). As diferenças entre as espécies dependem de características específicas herdadas geneticamente (Cornelius 1994, Grattapaglia *et al.* 1996) e da interação dessas características herdadas com o meio ambiente sugerindo uma certa plasticidade da densidade (Koubaa *et al.* 2000, Woodcock & Shier 2003). O meio ambiente pode influenciar a densidade da madeira através da ação de fatores bióticos e abióticos que influenciam a evolução, a forma, a função e a diversidade das árvores em diferentes gradientes latitudinais e altitudinais (Swenson *et al.* 2007). Variações na densidade da madeira têm consequências importantes para propriedades mecânicas dos caules e ramos (Niklas 1993; Sterck & Bongers 1998), que em contrapartida, determinam a arquitetura (Sterck *et al.* 2001; Poorter *et al.* 2003, 2006), crescimento (King *et al.* 2005) e sobrevivência (Alvarez 2005) das árvores.

Os primeiros estudos de madeira morta realizados nos trópicos estimaram densidade de madeira morta a partir de densidade média de madeiras vivas ou por amostragem de madeiras em decomposição (Gerwing, 2002; Chambers *et al.* 2000). Harmon e colaboradores (1995) estimaram a densidade de madeira morta a partir da divisão dessas em diferentes graus de decomposição e classes de tamanho a partir da observação no campo e estimaram que madeiras mais decompostas possuem

menores valores de densidades e madeiras menos decompostas possuem maiores valores de densidade. Tal padrão pode ser explicado pela forma como calculamos densidade: a partir da divisão da massa (g) pelo volume (cm³) de determinado material. Devemos considerar que um material quanto mais decomposto tende a ter uma massa menor e quanto ao seu volume tende a ser maior devido O afrouxamento das fibras por decomposição resultando numa densidade cada vez menor com aumento do grau de decomposição.

Em ambientes terrestres, a temperatura e a umidade são as variáveis mais importantes no controle da decomposição. Brown *et al.* (1996) verificaram uma diminuição sensível do estoque de madeira morta com aumento da precipitação e umidade devido aumento da atividade de organismos decompositores em ambientes mais úmidos. Aerts (1997) alerta que condições de baixas temperaturas e estiagem agem diretamente sobre o metabolismo dos organismos decompositores diminuindo suas atividades e, por conseguinte, a decomposição. Chambers *et al.* (2000) sugerem a temperatura como o maior controlador da decomposição da madeira morta pois reportou uma íntima correlação entre média anual de temperatura e decomposição. Em áreas de floresta tropical, devido as altas taxas de umidade e temperaturas, há uma rápida decomposição (Ricklefs 2003).

Dentre as variáveis ambientais que podem influenciar no estoque de madeira morta, Clark *et al.* (2002) verificaram que a massa de madeira morta caída e em pé em florestas ombrófilas na Costa Rica, não foram relacionadas à posição topográfica. Já Gale (2000), em seu estudo em áreas de floresta ombrófila no Equador reportou que a área basal das árvores mortas em pé aumenta ao longo de gradiente topográfico dos vales para topos, mas não foi encontrada nenhuma relação entre o volume de madeira morta caída e a posição topográfica.

A madeira morta prove habitação para muitas espécies de vertebrados e invertebrados, serve como substrato importante para germinação e crescimento de espécies vegetais (Harmon *et al.* 1986), atuando como eficiente viveiro para mudas de plantas (Santiago 2000). Ela pode também ser uma fonte de nitrogênio para o solo, contudo, essa contribuição pode ser pequena em relação a outras fontes (Harmon e Chen 1991). A madeira morta pode contribuir com a estruturação do solo, aumentando a capacidade de retenção de água e também é referida como dreno de nutrientes a curto prazo (Harmon *et al.* 1986) já que contribui para retenção de nutrientes oriundos do movimento da água (formam obstáculos no solo reduzindo o escoamento e “peneirando” os nutrientes das águas nessas áreas) evitando a perda de nutrientes por erosão (Brady 1990) ou bloqueando o movimento da serapilheira fina, resultando em um acúmulo adicional do substrato decomposto (Orians 1996). A madeira morta

também é considerada como fonte de energia e nutrientes a longo prazo (Harmon *et al.* 1986) por imobilizar nutrientes na madeira durante decomposição. A velocidade de decomposição é considerada rápida para serapilheira, intermediária para madeira morta e lenta para árvores vivas (Clark *et al.* 2002).

Keenan *et al.* (1993); Stewart e Burrows (1994) e Clark *et al.* (2002) têm mostrado que madeira morta pode contribuir substancialmente para os estoques de carbono e nutrientes no ciclo das florestas, pois, após sua completa decomposição, é incorporada na camada orgânica sobre o solo mineral, servindo de fonte de nutrientes e carbono para o ambiente (Wilcke *et al.* 2005).

Os poucos estudos sobre madeira morta em florestas tropicais focaram nas dicotiledôneas como no trabalho de Keller *et al.* (2004), Palace *et al.* (2007, 2008) entre outros. No entanto, as palmeiras (família Arecaceae), pteridófitas (família Cyateaceae) e bambus (família Poaceae) são bastante abundantes em algumas florestas tropicais (Henderson *et al.* 1995; Negrelle, 2002; Alves *et al.* 2010) e devem ser avaliados distintamente (Vieira *et al.* 2008). Embora não haja nenhum estudo publicado acerca da contribuição das famílias Poaceae, Cyateaceae e Arecaceae para o estoque de madeira morta, dados de estrutura e biomassa viva dessas famílias apresentados por Alves *et al.* (2010) em seu estudo realizado na floresta ombrófila densa atlântica, mostram que as Arecaceae e Cyateaceae podem representar até 30 % dos indivíduos arbóreos que ocorrem nessas florestas e contribuir com cerca de 17 % da biomassa viva acima do solo (Arecaceae 16 % e Cyateaceae 1 %).

Os bambus possuem um ciclo de vida interessante. Segundo Schimidt (2008), o ciclo de floração registrado para espécies distintas de bambus pode levar de 3 a 120 anos e nesse intervalo, os indivíduos crescem (podem crescer de 20 cm a 1 m por dia de acordo com Pereira & Beraldo (2007) vegetativamente, florescem e em geral, morrem. Todo esse ciclo é feito de maneira gregária e simultaneamente (Schimidt 2008) e essa mortalidade conjunta de vários bambus, causam um profundo impacto na dinâmica da floresta (Padgurschi 2010). Em 1 ha de FOD Montana na mesma área desse estudo, Padgurschi (2010) encontrou que nas áreas com ocorrência de Poaceae, essa família representou até 4,8 % da biomassa viva acima do solo. Pereira e Beraldo (2007) descrevem os bambus como eficientes seqüestradores de carbono, uma vez que possuem rápido crescimento dos colmos, rizomas robustos e uma grande quantidade de folhas e ramos. Na mesma área Padgurschi (2010) estimou a biomassa total e a área basal dos bambus na floresta ombrófila densa montana como sendo 13,7 Mg/ha e 224 m² respectivamente.

Em vista do exposto, o objetivo deste trabalho foi quantificar o estoque de biomassa e carbono no componente madeira morta (em pé e caída), incluindo as famílias Poaceae, Cyataceae e Arecaceae, em um gradiente de altitude de Mata Atlântica no nordeste do Estado de São Paulo.

Esse trabalho foi desenvolvido no âmbito do Projeto Temático “Gradiente Funcional”, financiado pelo Programa Biota/Fapesp Processo 03/12595-7 e teve como hipótese de trabalho: A biomassa de madeira morta acima do solo tem uma correlação positiva com o estoque de biomassa viva acima do solo.

Hipótese:

Esperamos que a massa de madeira morta (tanto caída quanto em pé) diminua ao longo de gradiente altitudinal, pois, de acordo com a literatura (Grubb 1977; Raich *et al.* 1997; Tanner *et al.* 1998; Waide *et al.* 1998; Aiba & Kitayama 1999; Kitayma & Aiba 2002; Moser *et al.* 2007) há uma redução da estrutura e biomassa ao longo de gradientes de altitude em áreas tropicais.

Objetivos específicos:

- Determinar o estoque de madeira morta caída e em pé ao longo de um gradiente de altitude de Mata Atlântica no nordeste do estado de São Paulo.
- Estimar a variação no estoque de madeira morta entre anos ao longo de um gradiente de altitude de Mata Atlântica no nordeste do estado de São Paulo.
- Estimar o estoque de carbono no compartimento madeira morta.
- Estimar a contribuição dos bambus (Poaceae), pteridófitas (Cyatheaaceae) e dicotiledôneas mortas para o estoque total de madeira morta.
- Determinar a contribuição das diferentes classes de DAP (diâmetro a altura do peito) para o estoque total de madeira morta.
- Determinar a densidade da madeira de acordo com seu grau de decomposição.

Material e Métodos

Descrição da Área de estudo:

Este trabalho foi desenvolvido ao longo de um gradiente de altitude de Mata Atlântica localizado na porção nordeste do estado de São Paulo, em áreas do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM). O PESM foi criado em 1977 através do Decreto Estadual nº 10.251,17 de 30 de agosto de 1977 (posteriormente alterado pelo Decreto Estadual nº 13.313 de 06 de março de 1979). Com cerca de 315.000 ha, o PESM representa a maior porção contínua preservada de Mata Atlântica do Brasil, estendendo-se desde a divisa de São Paulo com o Rio de Janeiro até Itariri, no sul do estado (IF 2010). No seu limite norte, o PESM apresenta uma pequena sobreposição com o Parque Nacional da Serra da Bocaina. Devido às suas dimensões, o PESM é administrado por bases instaladas em áreas de domínio do estado, denominadas núcleos. O presente trabalho foi desenvolvido em algumas áreas pertencentes aos núcleos de Picinguaba e Santa Virgínia do PESM.

Ocupando uma área de 47.500 ha, o núcleo Picinguaba (23º 31' a 23º 34' S e 45º 02' a 45º 05' W) localiza-se no município de Ubatuba-SP (Figura 1). Tamanha área atinge desde o nível do mar (0 m de altitude) englobando manguezais, florestas de restinga e ambientes costeiros até florestas ombrófilas densas que chegam a 1.670 m de altitude. O clima regional é tropical úmido (Cfb), sem estação seca (Setzer 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.200 mm. Mesmo nos meses mais secos, de junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 80 mm (Figura 2). Os meses mais frios e secos vão de junho a agosto, cujos valores médios de temperatura oscilam entre 14 e 25^o C e os meses mais quentes e chuvosos vão de dezembro a janeiro, cujas temperaturas oscilam entre 20 a 29^o C (WorldClim 2009). A topografia é composta pelos escarpas festonados e escarpas com espigões digitados (IF 2010). A faceta antrópica do Parque é formada por tribos indígenas e quilombolas acolhendo um total de 1500 pessoas. De acordo com o Instituto Florestal, as principais ameaças a essa unidade de conservação são o extrativismo, a ocupação irregular e a caça.

O núcleo de Santa Virgínia (23º 17' a 23º 24' S e 45º 03' a 45º 11' W) ocupa uma área de 17.000 ha distribuídos da seguinte forma: 7.527 ha no município de Natividade da Serra, 7.557 ha no município de São Luiz do Paraitinga, 1.851 ha no município de Cunha e 255 ha no município de Ubatuba (Figura 1). Dentre todas as cidades abrangidas, o território do Parque acompanha uma variação altitudinal de 740 a 1.620 m, com Floresta Ombrófila Densa (FOD) Montana e AltoMontana. O clima regional é tropical temperado, sem estação seca (Setzer, 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.000 mm.

Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 60 mm (Figura 2). A topografia é predominantemente escarpada, tipicamente serrana com vertentes retilíneas. Nesta região de escarpas e reversos da Serra do Mar, no Planalto de Paraitinga-Paraibuna, o relevo apresenta fortes declividades (24° a 37°) (IF 2010). A área da Fazenda Capricórnio foi escolhida para implantação de parcelas de FOD Submontana pela equipe do Biotá Gradiente Funcional pois durante sobrevôo da equipe, essa foi uma área que atendia às necessidades do projeto. Anterior a essa escolha, o grupo fez diversas tentativas de encontrar áreas de FOD Submontana próximo as áreas escolhidas no Núcleo Picinguaba, porém as áreas visitadas apresentavam uma vegetação nitidamente secundária, ou estavam a mais de duas horas de caminhada, o que inviabilizaria a realização do trabalho de campo (Joly & Martinelli 2006).

Ao longo do gradiente, os solos a 100, 400 e 1000 m são predominantemente Inceptisolos, sem diferença significativa na profundidade do solo ao longo da elevação, pobre em termos de nutrientes, porém com menos areia quando comparada aos solos da floresta de restinga (Martins *et al.* 2010). A umidade, o nitrogênio e carbono total e as concentrações de nitrato e amônio do solo aumentam com a elevação, enquanto as taxas de decomposição de material orgânico e emissões para atmosfera de N_2O e CO_2 decrescem com a elevação (Souza Neto, 2008; Alves *et al.* 2010).

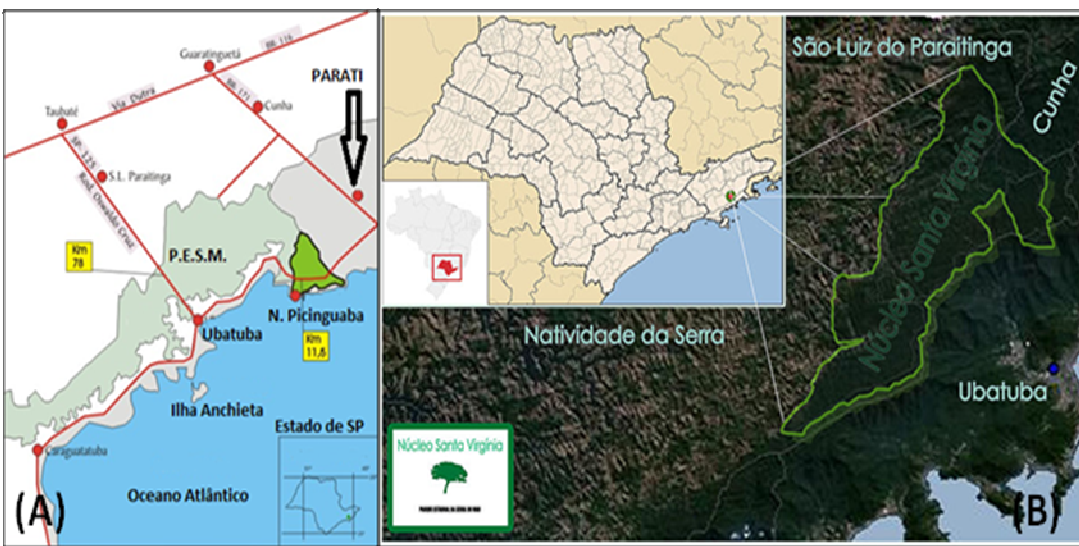


Figura 1-(A) Localização do Parque Estadual da Serra do Mar (região escurecida na porção inferior esquerda) e destaque para o Núcleo de Picinguaba, que faz divisa com a cidade de Parati (RJ); **(B)** Destaque para o estado de São Paulo e ampliação evidenciando a delimitação do Núcleo Santa Virgínia.

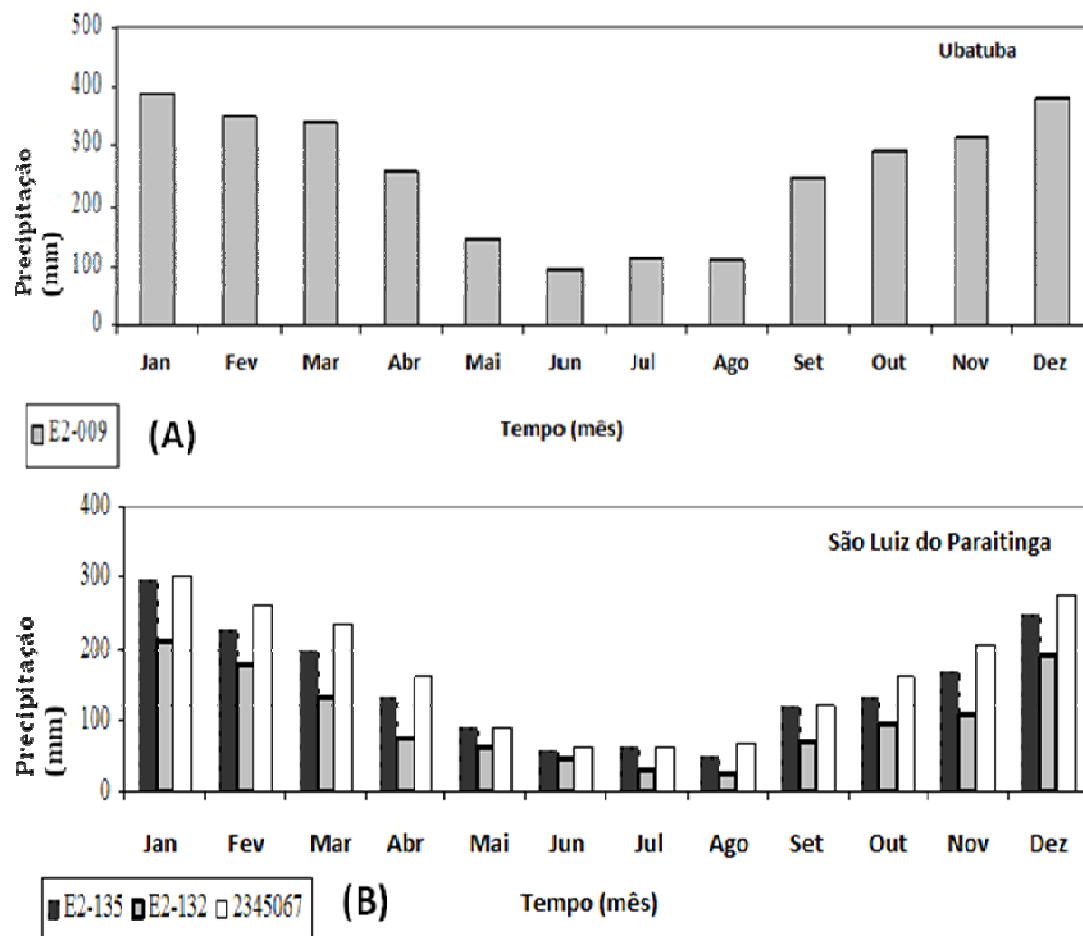


Figura 2 – Precipitação média mensal do período entre 1973 e 2007 em Ubatuba **(A)** e São Luiz do Paraitinga **(B)**. Os dados de ambas cidades foram obtidos a partir dos dados do ANA (Agência Nacional de Águas) e DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica). (Gráfico adaptado de Martinelli *et al.* 2008).

Demarcação de parcelas

Em 2005, a equipe do temático Gradiente Funcional instalaram quatro parcelas de 1 ha cada, isoladas e estatisticamente consideradas como réplicas, em cada uma das fitofisionomias de FOD Terras Baixas, FOD MontanaSubMontana e FOD Montana. Como incremento, visando melhorar as comparações dentro e entre fisionomias, posteriormente, foram estabelecidas duas novas parcelas (Joly & Martinelli 2006). A primeira representaria a quinta parcela da fitofisionomia de Terras Baixas, que foi instalada na Fazenda Capricórnio, a 40 km de distância das demais. Essa parcela serviria como unidade de controle comparativo entre as parcelas de Terras Baixas (parcelas B, C, D, E) e as parcelas representantes da FOD Submontana (G, H, I, J). No entanto, após iniciadas as análises dos dados e conversas com moradores locais, percebemos que a parcela F não apresenta composição e dinâmica

similares às demais parcelas de Terras Baixas da área de Picinguaba- Casa da Farinha, pois trata-se de uma área que foi explorada. A outra parcela foi estabelecida como única parcela de Restinga (A), em cotas aproximadas a 10 m de altitude. Foi possível estabelecer apenas uma parcela de Restinga devido à inexistência de outros remanescentes de Floresta de Restinga adequados para amostragem (Joly & Martinelli 2006).

Assim, o projeto Gradiente Funcional (Joly & Martinelli 2006) e o presente estudo conta com um total de 14 parcelas, cada uma de 1 ha (100x100 m). Cada parcela foi subdividida em 100 subparcelas de 10 x 10 m delimitadas por estacas de PVC em cada um dos vértices por uma equipe especializada de topografia, utilizando-se de instrumentos de alta precisão, como teodolito e nível digitais, altímetro e GPS. A cada 50 metros foi colocada uma estaca de tubo de PVC de 5 polegadas, georeferenciada de forma a permitir a plotagem da parcela em imagens de satélite e ortofotos. (Figura 3) (Joly & Martinelli 2006).

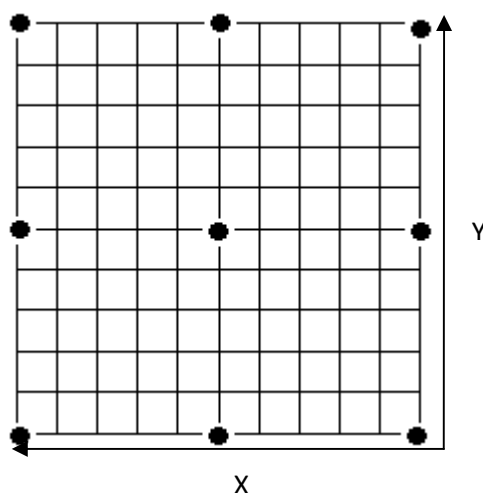


Figura 3 – Desenho esquemático da divisão e subdivisão das parcelas do projeto Biota Gradiente Funcional. Os pontos vermelhos representam a demarcação das estacas referentes a 50 m X e Y são as coordenadas da parcela com comprimento total de 100 m.

A denominação de cada parcela foi dada por letras do alfabeto, sendo elas:

Parcela A- localiza-se junto à Praia da Fazenda em **Floresta de Restinga**, próximo à base do Núcleo Picinguaba em cotas aproximadas de 10 m de altitude (Figura 4);

Parcelas B,C,D,E- localizam-se à margem do Rio da Fazenda e da Trilha do Corisco, cerca de 1 km além da Casa da Farinha do Núcleo Picinguaba, em cotas que variam de 33 a 88 m de altitude representando a **FOD de Terras Baixas** (Figura 4);

Parcelas F- localiza-se na Fazenda Capricórnio, Núcleo Picinguaba, e também representa a **FOD de Terras Baixas**, estando em cotas aproximadamente 100 m de altitude (Figura 4);

Parcelas G,H,I,J- localizam-se na Fazenda Capricórnio, núcleo Picinguaba, em cotas de altitude que variam entre 175 a 395 m de altitude e representam a **FOD Submontana** (Figura 4);

Parcelas K,L,M,N- localizam-se no Núcleo Santa Virgínia, ao longo da Trilha do Rio Itamambuca, nas cabeceiras dos rios Indaiá e Itamambuca (Padgurschi in press), em cotas de altitude que variam de 1.046 a 1.093 m de altitude e representam a **FOD Montana** (Figura 4).

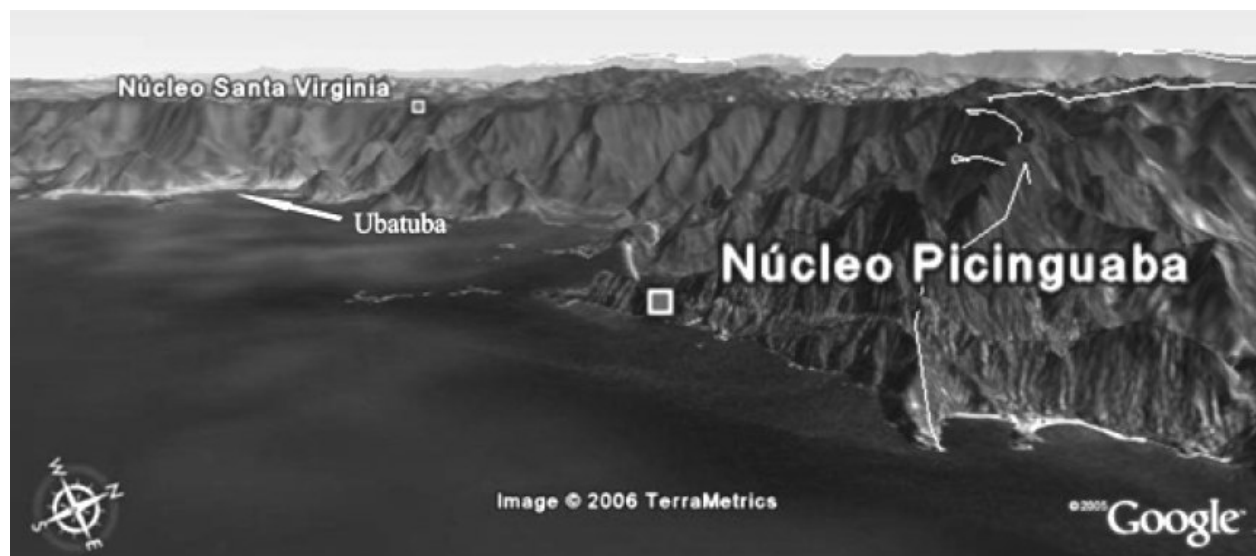


Figura 4- Gradiente altitudinal das áreas estudadas no Planalto Atlântico (Oliveira,2007). No destaque “Núcleo Picinguaba” temos uma parcela (A) da restinga, parcelas de Terras Baixas (B,C,D,E,F) e Submontana (G,H,I,J). No “Núcleo Santa Virgínia” temos quatro parcelas em área Montana (K,L,M,N).

Para avaliação do estoque total de madeira morta em relação a biomassa total acima do solo, utilizamos os dados do inventário realizado pela equipe do Projeto Temático, Biota Gradiente Funcional, realizado nas mesmas 14 parcelas listadas acima.

Árvores mortas em pé

Critérios de inclusão, plaqueamento e classificação

Foi considerada árvore morta em pé aquelas que estavam sem folhas na copa e nos galhos e com o câmbio abaixo do lenho (casca) morto. As árvores mortas em pé foram plaqueadas dentro de todas as subparcelas das 14 parcelas (totalizando 14 ha amostrados), logo após estabelecimento das áreas em 2005/2006 seguindo a sequência da forma de um “U” ou de um caracol. Cada indivíduo foi

plaqueado com uma placa de alumínio, onde constava uma letra, referente à parcela, e um número, referente ao indivíduo (Joly & Martinelli 2006). Todos os indivíduos arbóreos, incluindo palmeiras e pteridófitas (fetos arborescentes) com perímetro a altura do peito (PAP-) maior ou igual a 15 cm (4,8 cm de diâmetro ao nível do peito- DAP) e ligeiramente tombados (menor que 30°) foram plaqueados (Joly & Martinelli 2006).

Numa segunda etapa, todas as árvores mortas em pé e plaqueadas, foram classificadas em quatro graus estabelecidos conforme características apresentadas decorrentes do seu estágio de decomposição. Tal critério foi adotado, pois conforme Harmon *et al.* (1995) os diferentes estágios de decomposição refletem diferentes densidades de madeira. Para este estudo foram adotados os seguintes graus de decomposição (GD):

GD 1- Árvore morta (sem folhas e floema aparentemente seco), em que o processo de decomposição ainda não teve início

GD 2- Árvore em início de decomposição, mas em que os tecidos ainda mantêm sua estrutura, ou seja, árvore sem folha, com floema aparentemente seco e a casca não está “desmanchando”

GD 3- Árvore em que o processo de decomposição já se encontra em estado avançado e os tecidos já começam a “esfarelar”

GD 4- Árvore em que os tecidos se esboroam ao simples toque, em fase final de decomposição

Estimativa da densidade dos indivíduos mortos em pé

Foram coletadas amostras de indivíduos arbóreos mortos em pé sorteados na área de Floresta Ombrófila Densa (FOD) Montana em uma parcela de 1 ha, denominada parcela “N”. Para as coletas, foram selecionados materiais arbóreos mortos de *Euterpe edulis* Mart. (monocotiledônea-M), lenhosas (dicotiledôneas-D) e indivíduos da família Cyatheaceae (Pteridófita-P). Apesar das densidades variarem intraespecificamente, torna-se quase impossível a identificação de alguns indivíduos seja pela casca ou anéis de crescimento (quando existentes) em graus de decomposição intermediário ou avançado. Isso fez com que amostragem do material para estimativa de densidade da madeira morta fosse baseada nos graus de decomposição e grupo dos materiais arbóreos mais abundantes ao invés de espécies. Inicialmente, foram coletados exemplares de todos os graus de decomposição para cada material arbóreo listado anteriormente. Porém, os representantes da família Cyatheaceae apesar de apresentarem troncos com 30 cm de espessura ou mais, seus tecidos são inteiramente de origem primária. A maior parte do espessamento dos troncos se deve ao manto de raízes fibrosas e o caule

verdadeiro tem somente quatro a seis centímetros de diâmetro. Apenas o gênero (que não esteve presente nas parcelas) *Botrychium* é a única samambaia atual conhecida a formar um câmbio vascular (Raven *et al.* 1996). Sendo assim, não foi possível estimar a densidade da madeira morta em pé desse grupo por esboroamento de todo material que foi retirado.

Para as amostras de madeira morta em pé utilizamos o método de MTU (máximo teor de umidade) para estimarmos a densidade de 10 exemplares de cada grau de decomposição de madeira morta em pé, totalizando 40 amostras coletadas. Esse método foi particularmente escolhido para estimativa da densidade dos indivíduos mortos em pé, pois as amostras coletadas eram muito pequenas e frágeis ao toque, sendo essa metodologia a mais indicada nesse caso.

Para cada grau de decomposição (10 amostras) metade das amostras eram de palmito *Euterpe edulis* (Mart) (5 amostras para cada grau de decomposição) e a outra metade eram indivíduos arbóreos lenhosos em geral, selecionados aleatoriamente.

Todas as amostras de madeira morta em pé foram colocados em recipientes, individuais e identificados, completos com água para que atingissem a saturação total. Após atingirem saturação, cada amostra foi pesada em balança com precisão de cinco casas decimais e colocada em estufa a 105°C até atingirem peso seco constante e então pesados novamente.

O cálculo da densidade básica por esse método foi calculado como:

$$dB = \frac{1}{\frac{Pt}{Ps} - 0,346}$$

Onde dB é densidade básica (g/cm³), Pt é a massa totalmente saturada(g) e Os é a massa da madeira completamente seca(g).

Os valores de densidade de madeira morta em pé, obtidos a partir de amostras coletadas estão apresentados na Tabela 01.

Cálculo de biomassa

O volume (V) da madeira morta em pé foi calculado por uma função “taper” (Chambers *et al.* 2000, Palace 2006) de acordo com a seguinte equação:

$$V = \pi * (0.795^2) * ((DAP/2)/100)^2 * (H^{0.818}) / 0.818 \text{ (Palace 2006).}$$

(DAP= diâmetro a altura do peito e H= altura)

Onde: a massa de madeira morta em pé (M) foi determinada pelo produto do volume (V) da madeira morta e a respectiva densidade (ρ) da classe da madeira morta:

$$M \text{ (gr)} = \rho \text{ (gr.cm}^3\text{)} \times V \text{ (cm}^3\text{)}$$

Estoque de carbono na madeira morta em pé

Os mesmos materiais coletados e utilizados para determinação da densidade para madeira morta caída foram utilizados para análise de determinação da quantidade de carbono nas classes de tamanho e decomposição da madeira morta. Não pudemos utilizar as amostras de madeira morta em pé, pois eram muito sensíveis e finas. Foram analisados materiais lenhosos de todos os graus de decomposição. Em média, a porcentagem de carbono na massa de madeira morta foi estimada em torno de 45% e numa primeira análise não houve diferença dessa porcentagem em relação ao grau de decomposição, portanto, para uma prévia estimativa do estoque de carbono presente na madeira morta em pé, calculamos 45% do estoque total de madeira morta.

Árvores mortas caídas

Critérios de inclusão, implantação das transecções

As madeiras mortas caídas foram amostradas a partir da adaptação de metodologia proposta por Keller *et al.* 2004. Foram consideradas madeiras mortas caídas, todos os troncos arbóreos caídos (micotiledôneas “M”, dicotiledôneas “D” e pteridófitas “P”) com o câmbio abaixo do lenho (casca) morto sem rebrota, galhos mortos caídos entre dois e dez centímetros de diâmetro e, adicionalmente no caso da FOD Montana, bambus entre 2 e 10 cm de diâmetro. As árvores mortas caídas foram avaliadas nas 14 parcelas do projeto, totalizando 14 ha de área avaliada. Em cada hectare (100 x 100 m), foram estabelecidas três transecções de 100 m cada, com linhas de nylon grossa em 2008 e três novas transecções em 2009. Foram feitas avaliações em cada grupo de transecções desde 2008 para avaliarmos se há diferença de estoque entre os anos e avaliarmos o estoque total. Os critérios para implantação dessas transecções, assim como critérios de classificação e amostragem das madeiras mortas caídas, foram os mesmos.

Equidistância de 35 m entre as transecções: a distância de 35 m foi determinada a partir de dados previamente levantados de altura máxima dos indivíduos arbóreos vivos das parcelas. O intuito de escolher a altura máxima observada como critério de equidistância entre as transecções foi evitar que uma mesma árvore morta caída fosse amostrada em duas transecções distintas, evitando assim, uma

superestimação. Para respeitar tal critério, o início de cada primeira transecção foi sorteado aleatoriamente podendo variar de zero (exatamente em um dos canos de PVC dos cantos da parcela) a 30 metros. Por ex. Caso a primeira distância sorteada fosse 30 m (o máximo permitido) a segunda transecção seria estabelecida a 65 m e a última transecção seria estabelecida a 100 m, no último cano de PVC do final da parcela (Figura 5).

Transecções paralelos: todas transecções foram esticadas em linha reta, percorrendo toda extensão da parcela, ou seja, 100 m (Figura 5).

Classificação e amostragem

Classificação: as madeiras mortas caídas foram classificadas segundo critérios de tamanho (classe de diâmetro) e grau de decomposição adotados por Keller *et al.* (2004).

Classificação por tamanho (diâmetro)

Pequenos (P): galhos ou bambus com diâmetro entre 2 e 5 cm.

Médios (M): galhos ou bambus com diâmetro entre 5 e 10 cm.

Grandes (G): material arbóreo com diâmetro maior que 10 cm.

Classificação por grau de decomposição (GD)

Essa classificação foi feita apenas para madeiras mortas grandes

GD 1- Madeira sólida com folhas e/ou pequenos gravetos ainda presos

GD 2- Madeira sólida com casca intacta, mas sem folhas ou galhos

GD 3- Madeira sólida, no entanto com a casca já se desfazendo

GD 4- Madeira podre, frágil e que pode ser quebrada se chutada

GD 5- Madeira podre, frágil e que pode esfarelar ou ser facilmente quebrada se apertada com as mãos

Amostragem: As madeiras mortas caídas grandes (G) tiveram seu diâmetro ou perímetro medidos com fita métrica na altura em que a transecção as interceptava (Figura 6). Foram medidas as madeiras mortas caídas grandes por toda extensão de todas transecções implantados. Portanto, foram 600 m de medição por parcela, totalizando 8.400 m de medição nas 14 parcelas no projeto.

Subamostragens: Cada transecção foi dividida em duas subtransecções de 50 m de extensão sendo que, em cada subtransecção foi sorteada uma porção de 10 m de extensão para contagem e classificação de acordo com tamanho dos galhos pequenos e médios caídos. No caso da FOD Montana essa contagem e

classificação de acordo com tamanho foram feitas para galhos e bambus. Sendo assim, cada um dos transecções implantados teve duas porções de 10 m, totalizando 20 m de amostragem de galhos pequenos e médios por transecto, sendo uma porção nos primeiros 50 m de extensão e a outra porção nos últimos 50 m de extensão (Figura 5).

Durante a subamostragem, os galhos e bambus não foram medidos de forma quantitativa apenas em classes de tamanho (pequenos e médios) pois optamos por seguir a mesma metodologia de Keller *et al.* (2004) e Palace *et al.* (2006) para compararmos esse estudo com aqueles já realizados na floresta Amazônica. Além disso, a elevada abundância de galhos e bambus dificultaria o cálculo de volume e massa total de madeira morta caída.

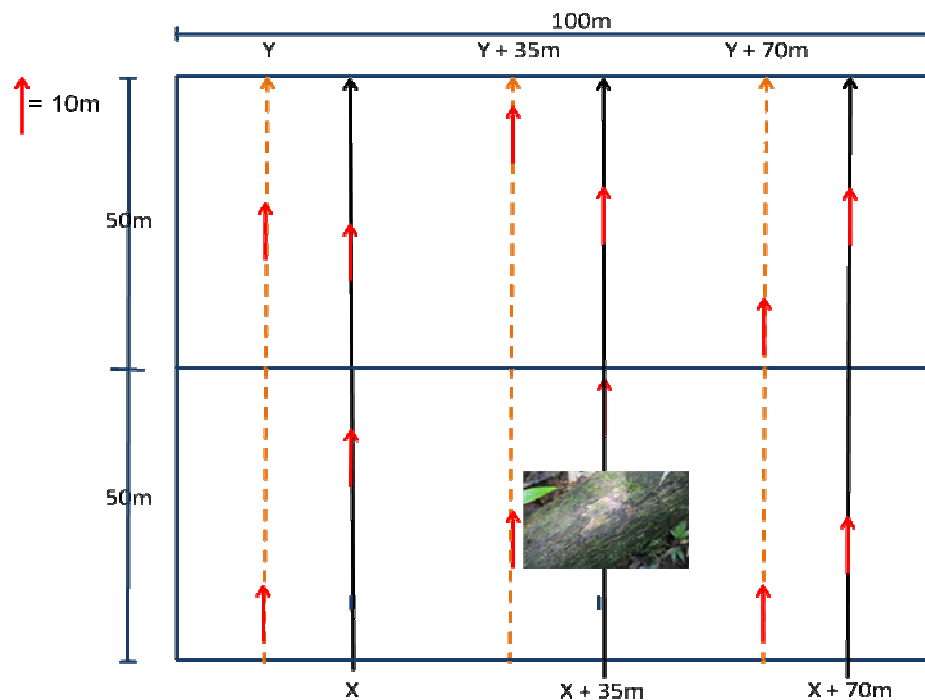


Figura 5- Esquema ilustrativo da parcela após a implantação das transecções em 2008 e 2009. As três transecções em preto ilustram o primeiro grupo instalado em 2008. “X” é a primeira distância sorteada, entre 0 e 35 m, para implantação da primeira transecção. O posicionamento das outras duas linhas foi obtido somando 35 e 70 m respectivamente à primeira distância. As setas vermelhas representam as porções sorteadas para amostragem dos galhos e bambus pequenos e médios.



Figura 6- Imagem ilustrativa do local de medição das madeiras mortas caídas grandes ao longo dos 100 m de cada transecto. O ponto de interseção entre o transecto implantado e a madeira morta caída indicava o local para medição do diâmetro ou perímetro.

Cálculo da área basal

A área basal total da madeira morta caída foi calculada distintamente de acordo com classes de tamanho e graus de decomposição.

Indivíduos grandes

Os indivíduos foram agrupados de acordo com seu grau de decomposição. Para todos os grupos, foi feito o cálculo da área basal para cada indivíduo avaliado, segundo amostragem pelo intercepto na linha (Brown 1974, de Vries 1986, Ringvall & Stahl 1999, Palace 2008) que consiste no cálculo da área basal (AB) a partir o raio (r) ou diâmetros medidos, temos então que:

$$AB = \pi * (r^2) \text{ ou } AB = (\pi * d) \text{ para "n" número de indivíduos}$$

Onde: AB = Área basal, π (Pi) = 3,14, r = raio e d = diâmetro.

Indivíduos médios e pequenos

Como mencionado no item **subamostragem**, o diâmetro ou perímetro dos galhos e bambus pequenos e médios não foram medidos precisamente. Portanto, para calcularmos a área basal desses grupos, utilizamos como diâmetro a média aritmética do intervalo considerado: 3,5 cm para a classe dos pequenos e 7,5 cm para classe dos médios.

Cálculo do volume

O diâmetro de cada indivíduo foi elevado ao quadrado (d_n)² e posteriormente somado e agrupado em sete grupos: pequenos, médios e cinco graus de decomposição para as madeiras grandes. Essa somatória de diâmetros de acordo com os grupos foi utilizada na fórmula de DeVries (1986):

$$V = \frac{\pi^2 \sum (d_n)^2}{(8 \times L)}$$

Onde: "d" é o diâmetro medido da madeira morta caída e L é o comprimento do transecto (nesse caso, 100 m).

Para cada um dos sete grupos definidos, foram somados os valores de (d_n)². Onde L é o comprimento total do transecto, sendo nesse caso, 100 metros. Após esse cálculo, obtivemos sete volumes parciais e para cada volume foi determinada a massa de acordo com densidade específica do grupo.

Estimativa da densidade

As amostras de madeira morta caída (de todas as classes de tamanho) foram coletadas em duas parcelas de 1 ha cada na área de FOD Submontana, denominadas parcelas “G e J”. Para madeira morta caída grande (G), coletamos 10 exemplares de cada grau de decomposição para madeiras lenhosas em geral, totalizando 50 exemplares. Ainda para madeira morta caída grande, coletamos 4 amostras de indivíduos de *Cyathea* sp. (para graus de decomposição 2 e 3) e coletamos 4 amostras de palmito *Euterpe edulis* (Mart.) (para graus de decomposição 1 e 2). Não conseguimos coletar exemplares desses indivíduos dos demais graus de decomposição, pois não ocorriam nas parcelas que amostramos os demais indivíduos. Para madeira morta caída média (M) e pequena (P), coletamos aleatoriamente 30 amostras classificadas como médias e 30 amostras classificadas como pequenas.

Utilizamos o método de extração de “plugs” (Keller *et al.* 2004) para todas as amostras de madeira morta caída e tivemos de utilizar o método da balança hidrostática para estimativa da densidade dos bambus mortos pois esse material não permitiu a realização de extração de “plugs” por tratar de um material cilíndrico oco.

Método de obtenção de densidade básica por extração de “plugs” (Keller *et al.* 2004).

Estimativa de densidades e espaços vazios

Para cada disco de madeira morta caída grande coletada, calculamos o volume fresco a partir de medições realizadas em campo e em seguida usamos uma técnica de extração de plugs (pequenos cilindros obtidos de determinados discos). A extração desses cilindros foi feita com a utilização de um molde de cilindro, de volume conhecido, anexado a uma furadeira de impacto.

Os cilindros foram extraídos a cada 5 cm do centro de um corte de disco obtido de madeira morta grande em uma das oito possíveis direções: 0°, 45°, 90°, 135°, 180°, 225°, 270° e 315° selecionada aleatoriamente (Figura 7). Esses cilindros foram armazenados em sacos plásticos e transportados para o laboratório onde foram secos a 65°C até atingirem peso constante.



Figura 7- Seção cilíndrica de pedaço de madeira morta caída após remoção dos plugs. Neste caso foi escolhida a posição de 45 graus.

Para madeiras mortas médias (5-10 cm) e pequenas (2-5 cm) foram feitas medições diretas dos pedaços coletados, sem extração de “plugs”. Medimos os comprimentos e diâmetro médio de cada amostra de “plug” e calculamos os volumes frescos no campo. Posteriormente esses pedaços foram armazenados em sacos plásticos para transporte até o laboratório onde foram secos em estufa a 65⁰C até atingirem massa seca constante. Os cilindros secos obtidos das madeiras grandes e as amostras de madeira morta pequenas e médias foram pesados após atingirem peso estável e a densidade básica de cada “plug” foi determinada pelo volume fresco e massa seca.

$$\rho = \frac{M}{V}$$

Onde: M é massa seca dos plugs para determinado grau de decomposição e V é o volume fresco dos “plugs” medido em campo.

Para converter a densidade dos “plugs” em densidade real da peça, calculamos a massa maciça dos discos primeiro medindo os espaços vazios no programa AutoCAD versão 2009 (Autodesk). Nesse programa foi possível inserir imagens digitais e através de ferramentas que utilizam escalas gráficas pôde-se saber a dimensão aproximada dos objetos presentes nas imagens (Figura 8). A partir disso, determinamos grandezas como alturas e larguras e conseqüentemente áreas. No caso dos discos de madeira, o procedimento adotado utilizou ferramentas do programa que permitem a delimitação de perímetros irregulares, e com isso a obtenção de áreas totais (AT) (Figura 9) e dos pontos deteriorados denominados áreas com oco (AO) (Figura 10). Ao subtrairmos AO-AT temos como resultado as áreas maciças (AM) (Figura 11) (Batista, F.A.F., comunicação pessoal). Assim, calculamos a massa maciça para

cada grau de decomposição multiplicando a densidade média obtida para os “plugs” de cada grau de decomposição pelo volume desses discos (área maciça obtida pelo AutoCAD versus a altura medida em campo).

Por fim, o cálculo da densidade para cada grau de decomposição foi obtido pela divisão da massa maciça (obtida acima) pelo volume total calculado em campo.

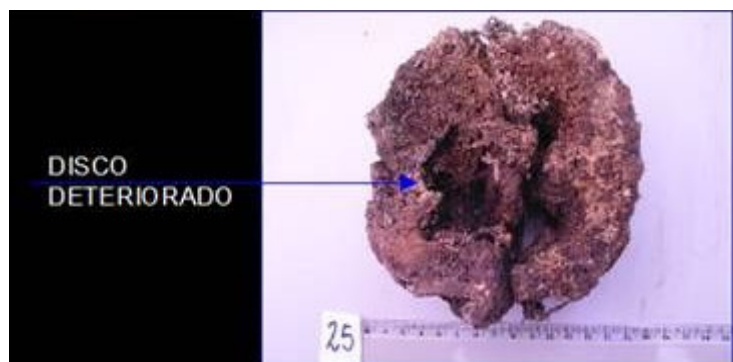


Figura 8: Foto do disco de madeira morta inserido no programa AutoCAD 2009

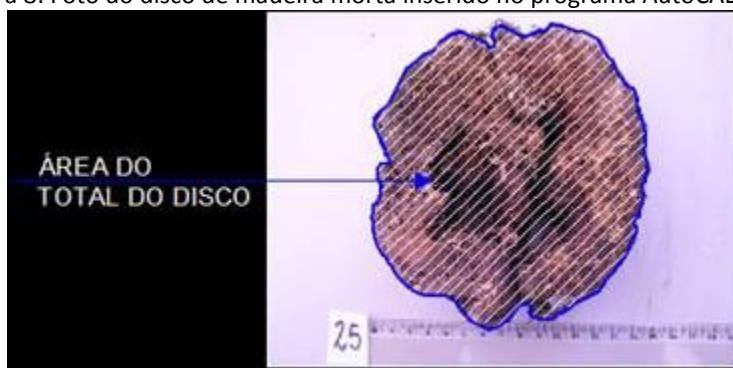


Figura 9: Delimitação de perímetros irregulares para obtenção da área total do disco (AT).

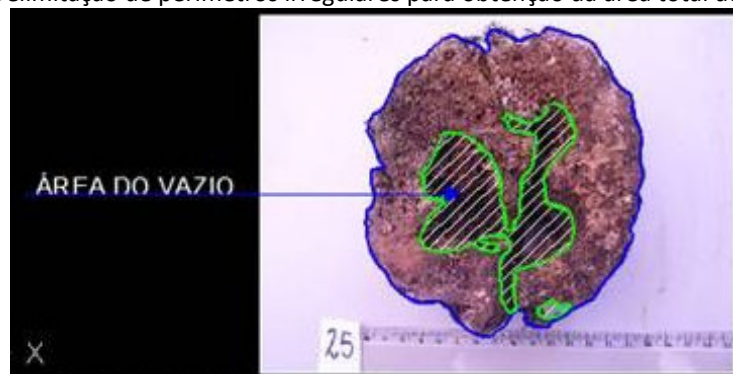


Figura 10: Determinação dos pontos vazios ou área com oco do disco (AO).

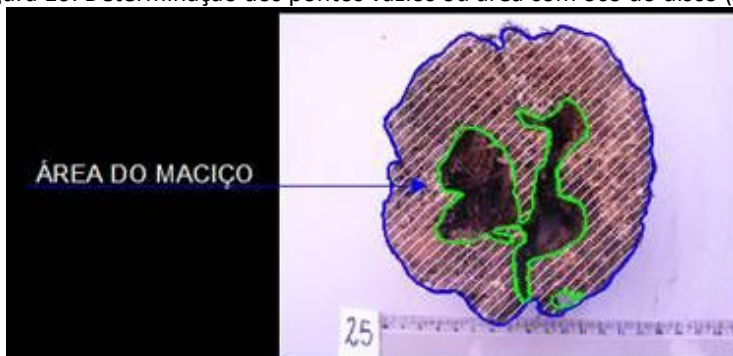


Figura 11: Área maciça do disco obtida pela subtração da AT-AO

Método de obtenção de densidade básica por balança hidrostática

Esse método é baseado no princípio de Arquimedes, que diz:

“Todo corpo imerso em um fluido fica sujeito a uma força (empuxo), com direção vertical, de baixo para cima, de intensidade igual ao peso do volume do líquido deslocado ou igual ao volume deslocado x densidade do líquido x aceleração da gravidade local.”

Os discos utilizados para essa metodologia foram os mesmos discos de madeira morta caída utilizada para extração dos cilindros. Todos os discos foram cortados em pedaços, procurando sempre optar por obter pedaços com tamanhos similares. Esses pedaços foram enumerados e colocados em redes individuais. Posteriormente os discos foram submetidos a vácuo (10 minutos) e pressão (10 minutos) numa bomba de vácuo, colocados em grandes baldes com água para saturação por três meses ou até que atingissem o estado 100 % saturado de água.

Após saturação e com a utilização de uma balança hidrostática, todos os pedaços de madeira morta foram pesados dentro de um balde completo com água, para obtermos a massa imersa e em seguida foram pesados novamente em balança para obtenção da massa saturada. Após essa sequência de pesagens, os discos foram submetidos à secagem em estufa a 105⁰ C até se obter peso constante (massa absolutamente seca).

A densidade básica por esse método foi calculada como:

$$dB = \frac{Ps}{Pu - Pi}$$

Onde dB é densidade básica (g/cm³), Ps é a massa seca (g), Pu é a massa úmida (g) e Pi a massa imersa (g).

Cálculo da massa

A massa (M) de cada um dos sete grupos (cinco graus de decomposição para madeiras mortas caídas grandes mais classes de madeira morta média e pequena) foi calculada pelo produto do volume parcial de madeira morta (V) e a respectiva densidade (ρ) de cada grupo de madeira morta.

$$M : \rho \times V$$

Análises Estatísticas

Para madeira morta em pé separamos os indivíduos de acordo com cinco classes de tamanho (<10; 10-30; 30-50; >50 cm de diâmetro a altura do peito) para padronizar os estoques de biomassa morta em pé com os estoques de biomassa viva coletados nas mesmas áreas desse estudo por Alves *et al.* (2010).

Cada 1 ha de parcela permanente foi considerada réplica para cada fitofisionomia ($n = 4$), exceto para Restinga. Devido à limitação de amostragem de áreas não perturbadas de Restinga, foi apenas implantada uma parcela. No entanto, para essa fitofisionomia e, em especial para madeira morta em pé, dividimos 1 ha em quatro subparcelas de 50 m x 50 m (0,25 ha) (considerado o menor tamanho de amostra para inventários de floresta tropical (Chave *et al.* 2008). O trabalho de Alves *et al.* (2010) realizou o mesmo procedimento para incluir a área de restinga na avaliação de estrutura da Mata Atlântica e previamente, fizeram teste de auto-correlação espacial (Legendre & Legendre 1998) e perceberam que não havia auto-correlação entre as subparcelas de 0,25 ha. No caso da madeira morta caída, a unidade amostral considerada foi a transeccção, não havendo necessidade de divisão da parcela em subconjuntos.

Fizemos testes de normalidade (pelo teste de D'Agostino-Pearson) e homogeneidade de variâncias (teste de Levene) das amostras de estoque de madeira morta em pé e madeira morta caída no programa StatSoft, Inc. (2004) e BioEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007) e quando os dados não satisfizeram alguma das premissas para realização de testes paramétricos, fizemos a transformação desses dados (transformação logarítima na base 10). Em todos os testes adotamos nível de significância (α) de 5 %.

Variáveis ambientais

Fizemos a análise de regressão múltipla para avaliarmos a relação entre as variáveis independentes, nesse caso as variáveis climáticas, com a variável dependente, nesse caso o estoque de madeira morta em pé ou caída. Nessa análise, podemos obter valores de significância (ou relação positiva) para cada variável independente em relação à variável dependente. Utilizamos variáveis ambientais exatas e porcentagens, fazendo as devidas transformações quando necessárias. Algumas variáveis ambientais utilizadas foram temperatura mínima e máxima, biomassa viva total, área basal viva total, número de indivíduos totais, inclinação, camada de serapilheira, pH do solo, teor de argila e umidade ou pluviosidade.

Os dados ambientais foram retirados do CIAGRO (Centro Integrado de informações meteorológicas), INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Projeto Eventos meteorológicos extremos na Serra do Mar) e também utilizamos a base de dados do presente (2.5 minutos) do Worclim (1.3) com o auxílio do programa DIVA-GIS 5.2 (Hijmans *et al.* 2005).

Madeira morta em pé

Para examinarmos se o estoque de madeira morta em pé difere entre as áreas, foi realizada uma ANOVA (análise de variância) no programa StatSoft, Inc. (2004), com teste a posteriori, usando a correção de Bonferroni. Para examinarmos se há relação direta entre estoque de madeira morta e as cotas altitudinais, fizemos uma regressão simples no programa Bioestat 5.0 (Ayres *et al.* 2007). Para avaliar a influência dos fatores ambientais no estoque de madeira morta em pé em todas as áreas, foi feita uma análise de Regressão Múltipla utilizando o programa StatSoft, Inc. (2004).

Madeira morta caída

Para verificarmos se o estoque de madeira morta caída varia em função do ano e entre as áreas amostradas, foi realizada uma ANOVA de medidas repetidas utilizando o software R versão 2.7.0. Para examinar a relação entre estoques de madeira morta caída e as cotas altitudinais das áreas foi feita uma regressão linear simples no programa StatSoft, Inc. (2004). Para avaliar a influência dos fatores ambientais no estoque de madeira morta caída em todas as áreas, foi feita uma análise de Regressão Múltipla utilizando o programa StatSoft, Inc. (2004).

Resultados

Resultados ambientais

Não foram obtidos resultados significativos entre os valores de estoque de madeira morta para os anos de 2008 e 2009. As tabelas analisadas estão presentes no Anexo 1.

Densidade de madeira morta em pé

Pela metodologia de máximo teor de umidade, os valores de densidade da madeira obtidos para madeira morta em pé estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Densidade média de madeira morta em pé para dicotiledôneas ou lenhosas em geral (D) e monocotiledôneas- palmito *Euterpe edulis* (Mart.) (M) em seus quatro graus de decomposição (GD). Entre parênteses estão os desvios padrões.

G.D.	Densidade D (g/cm ³)	Densidade M (g/cm ³)
1	0,51 (0,04)	0,54 (0,10)
2	0,42 (0,01)	0,42 (0,01)
3	0,36 (0,004)	0,36 (0,02)
4	0,30 (0,02)	0,34 (0,005)

Biomassa de madeira morta em pé

O estoque de madeira morta em pé variou de 0,4 Mg/ha (Floresta de Restinga) a 19,6 Mg/ha (FOD Montana). Os estoques de madeira morta em pé ao longo das cotas altitudinais foram diferentes (ANOVA $p < 0,001$, seguido pelo teste pos-hoc Bonferroni) (Figura 12). Os valores de estoque de madeira morta em pé aumentaram ao longo do gradiente altitudinal, sendo menor na área de Restinga e maior nas FOD Montana.

Na análise de regressão simples, houve relação significativa entre estoques de madeira morta e altitudes ($r^2 = 0,728$ e $p < 0,0001$) (Figura 13) demonstrando que o estoque de madeira morta em pé aumenta com altitude.

Pela análise de regressão múltipla, obtivemos os valores de $r^2 = 0,902$; $F = 1,6813$ e $p < 0,4315$, ou seja, as variáveis ambientais incluídas (temperaturas mínima e máxima do ar, rochosidade, altitude média, amplitude da altitude, cobertura de taquaras, cobertura de clareiras, áreas alagadas ou rios, área basal de biomassa viva e número de indivíduos vivos) nessa análise não apresentaram valores de predição suficientes para explicar os valores de estoque de madeira morta em pé. Os valores de “p” específicos para cada variável ambiental utilizada nessa análise podem ser visualizados no anexo 1 ao final desse capítulo.

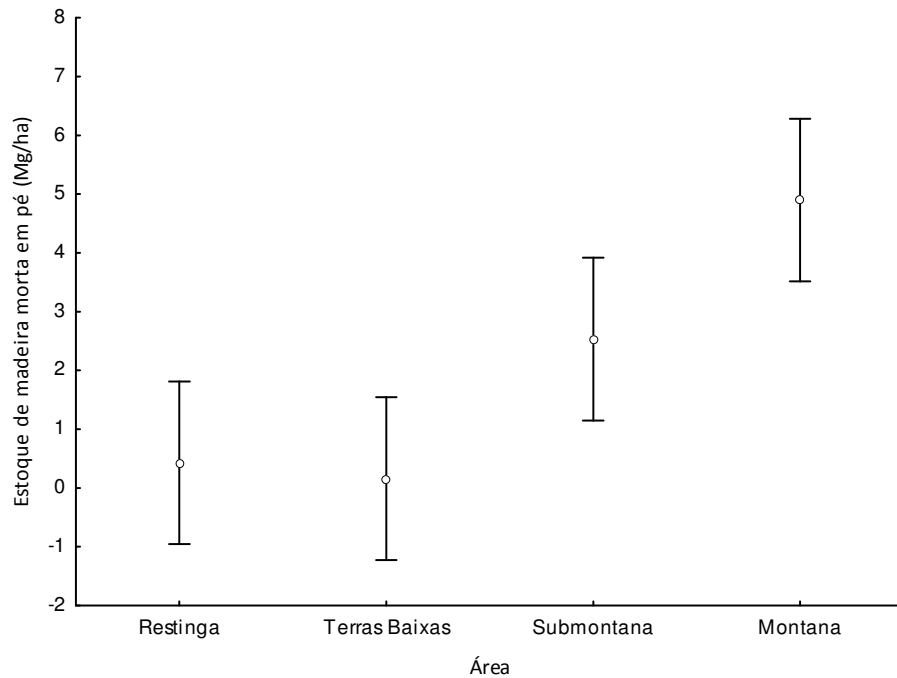


Figura 12- Estoque de madeira morta em pé (Mg/ha) nas quatro áreas estudadas. As barras representam os desvios padrões das médias em um intervalo de confiança de 95 %. $F=12,0$ e $p = 0,0006$.

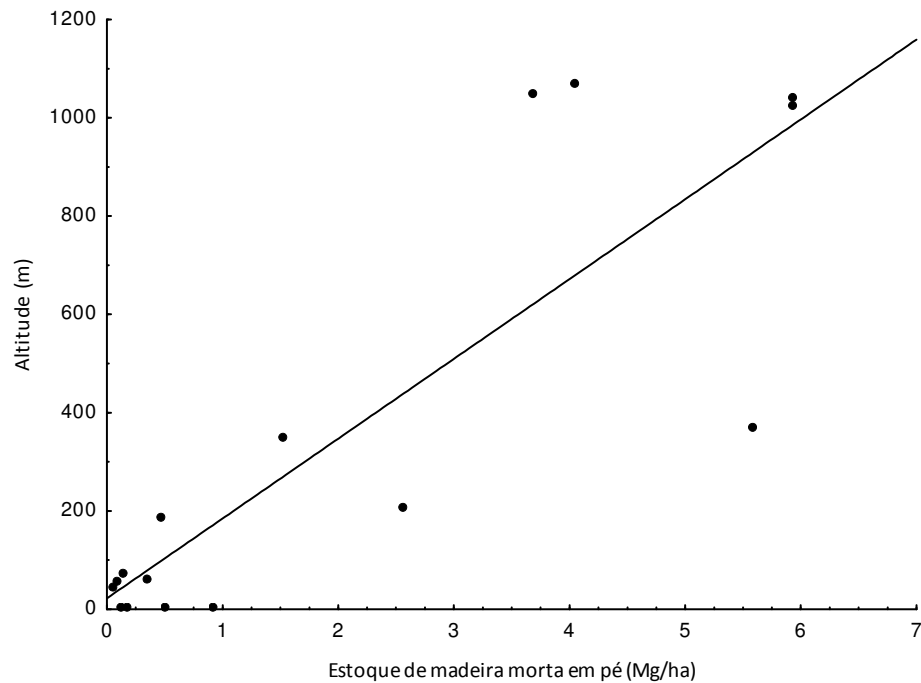


Figura 13- Variação do estoque de madeira morta em pé (Mg/ha) ao longo de um gradiente altitudinal (m). Cada um dos pontos representa uma parcela amostrada. Estoque: $Altitude: y = 22.1637 + 162.4362 \cdot x$

Quando comparamos a biomassa do componente madeira morta em pé com a biomassa viva acima do solo, verifica-se que a fração madeira morta é pequena quando a fração viva, em especial nas áreas de FOD Terras Baixas (Figura 14). A relação entre biomassa morta e biomassa viva ao longo do gradiente altitudinal das áreas variou de 0,07 % para Terras Baixas (menor relação vista) a 1,7 % para Montana (maior relação vista).

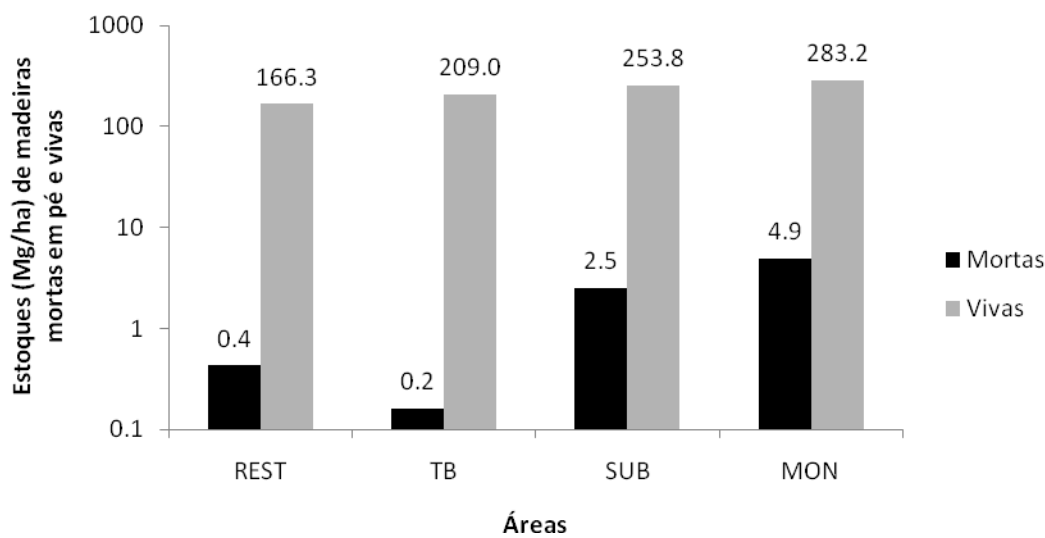


Figura 14- Biomassa de madeira morta em pé e madeira morta caída e biomassa viva nas áreas de Floresta de Restinga e Florestas Ombrófila Densa (FOD) de Terras Baixas, FOD Submontana e FOD Montana (dados de biomassa em Alves *et al.* 2010). O gráfico está em escala logarítmica.

A distribuição da densidade de árvores mortas em pé (Figura 15) e massa (Mg/ha) (Figura 16) em classes de diâmetro mostrou que nas florestas de Restinga e Terras Baixas os indivíduos mortos encontram-se principalmente nas duas menores classes de diâmetro (5-10 cm e 10-30 cm) e respondem por boa parte da biomassa de madeira morta. Já na floresta Submontana o padrão se inverteu, com as árvores com DAP > 10 cm, perfazendo a maior porção da biomassa. A floresta Montana por sua vez teve maior número de indivíduos nas classes extremas (menor que 10 cm e maior que 50 cm) do que as demais áreas; porém, em termos de massa apresentou menores valores que a floresta Submontana na maior classe de diâmetro. Para classe de diâmetro de 10-30 cm, as três áreas apresentaram valores de densidade (número de indivíduos por área) similares; porém, as áreas Submontana e Montana superaram a área de Terras Baixas em termos de massa.

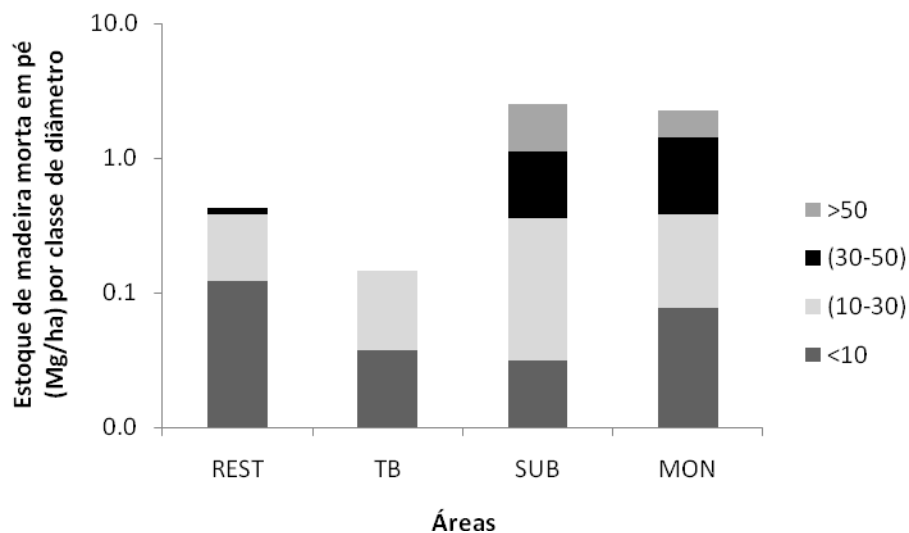


Figura 15- Biomassa de madeira morta em pé (Mg/ha) por classe de diâmetro (DAP) nas Florestas de Restinga e Ombrófilas Densas (FOD) de Terras Baixas, Submontana e Montana. Os valores apresentados são médias $n = 4$, com intervalo de confiança de $\pm 95\%$. O gráfico está em escala logarítmica.

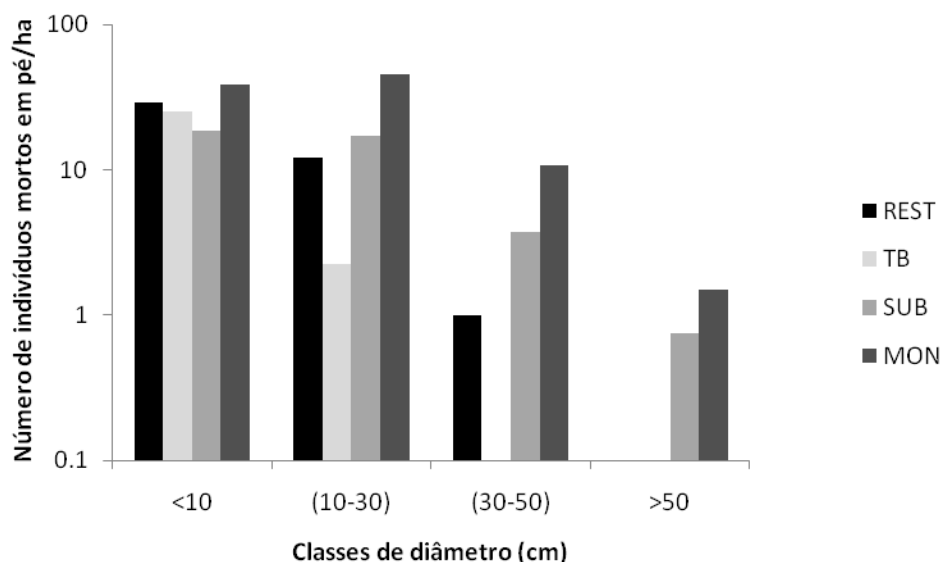


Figura 16- Distribuição do número de árvores mortas em pé por hectare (ha) por classes de diâmetro nas Florestas de Restinga e Ombrófilas Densas (FOD) Terras Baixas, Submontana e Montana. Os valores apresentados são médias $n = 4$, com intervalo de confiança de $\pm 95\%$. O gráfico está em escala logarítmica.

O estoque de carbono total estimado na fração de madeira morta em pé foi mais representativo na floresta Montana seguido pela floresta Submontana, Terras Baixas e Restinga (Tabela 3). O maior estoque de carbono da floresta Montana está representado pelos indivíduos de 30-50 cm de diâmetro ao passo que para as florestas Submontana e de Terras Baixas, o maior estoque de carbono está na classe de indivíduos maiores que 50 cm e menores que 10 cm respectivamente.

Tabela 2 – Distribuição do estoque de carbono no compartimento madeira morta em pé (Mg/ha) nas áreas avaliadas. FOD= Floresta Ombrófila Densa. “Total” refere-se à massa (Mg) total de carbono por área. Entre parênteses estão os valores de desvio padrão.

Área	Total (Mg/ha)
Floresta de Restinga	0,2 (0,05)
FOD Terras Baixas	0,3 (0,1)
FOD Submontana	4,6 (0,7)
FOD Montana	8,8 (1,7)

Densidade de madeira morta caída

A densidade da madeira morta caída variou com a forma de vida, grau de decomposição e tamanho da peça. Em média, a densidade da madeira das palmeiras apresentou valores maiores que as madeiras lenhosas (Tabela 3):

Tabela 3- Densidades médias de madeiras mortas grandes (lenhosas ou dicotiledôneas “D”) em seus graus de decomposição, médias (Me), pequenas (Pe), palmitos (M) e samambaias (P) e seus graus de decomposição (GD). Entre parênteses após os valores de densidade estão os desvios padrões.

G.D.	Densidade (g/cm ³)
1	0,40 (0,01)
2	0,30 (0,01)
3	0,22 (0,01)
4	0,19 (0,01)
5	0,14 (0,06)
Me	0,21 (0,03)
Pe	0,28 (0,08)
M1	0,42 (0,06)
M2	0,36 (0,06)
P1	0,28 (0,05)
P2	0,26 (0,05)
P3	0,18 (0,05)

Densidade por balança hidrostática para os bambus

O valor de densidade final para bambus é de 0,09 g/cm³.

Biomassa de madeira morta caída

Avaliamos o estoque de madeira morta caída nos anos de 2008 e 2009 sendo que no ano de 2008 foi contabilizado o primeiro grupo de transecções implantadas e em 2009 contabilizamos o segundo grupo de transecções implantadas e a reavaliação das madeiras grandes das transecções avaliadas em 2008.

Ao contrário do observado para madeira morta em pé, a madeira morta caída não apresentou tendência de aumento ao longo do gradiente altitudinal, pois a área de Restinga apresentou estoques maiores que os das áreas de Terras Baixas e Submontana (Tabela 4). Se não considerássemos a área de Restinga, teríamos um aumento do estoque de madeira morta caída de acordo com o aumento da altitude das áreas avaliadas.

Tabela 4- Biomassa total (2008 e 2009) amostrado de madeira morta caída ao longo das áreas de florestas de restinga e áreas de Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Terras Baixas, FOD Submontana e FOD Montana.

Área	Biomassa total (Mg/ha)
Floresta de Restinga	46,8 (4,5) a
FOD Terras Baixas	32,7 (14,4) b
FOD Submontana	44,4 (10,5) c
FOD Montana	69,5 (21,1) d

A biomassa de madeira morta caída apresentou diferença significativa entre as áreas de estudo (Restinga, FOD Terras Baixas, FOD Submontana e FOD Montana) e entre os anos avaliados (2008, 2009) (Figura 17). No ano de 2008, a FOD Submontana se destacou em termos de massa em relação às demais áreas, superando os valores de estoque de madeira morta caída medidos na FOD Montana. Em contrapartida, no ano de 2009 a FOD Submontana foi a área que apresentou menor estoque. As outras três áreas (Restinga, Terras Baixas e Montana) apresentaram maior estoque de madeira morta caída no ano de 2008 em relação ao ano de 2009. O estoque de madeira morta caída, tanto em 2008 como 2009, para área de Restinga é maior do que os valores apresentados pela FOD Terras Baixas (Figura 17).

Através da análise de regressão simples, observamos que houve variação entre os estoques de madeira morta caída nos anos de 2008 e 2009 assim como um aumento do estoque de madeira morta com a altitude (Figura 18).

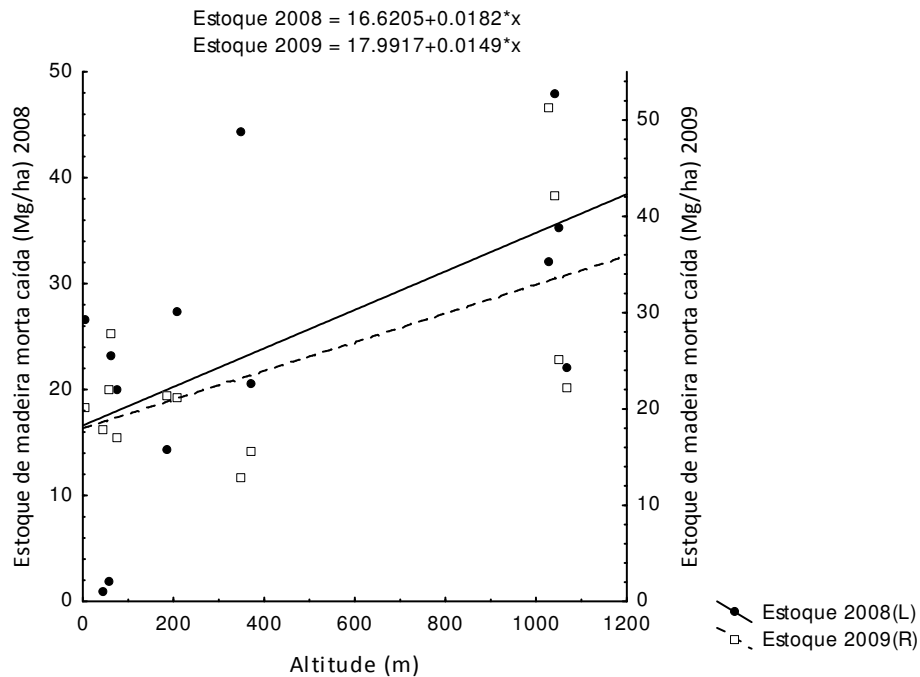


Figura 17- Análise de regressão simples do estoque (Mg) de madeira morta caída com altitude (m) nos anos de 2008 e 2009. Para ambos os anos, a relação foi significativa. Para ano de 2008 $R^2 = 0,383$, $p = 0,031$, $F = 6,219$; para ano de 2009 $R^2 = 0,371$, $p = 0,035$, $F = 5,921$. Acima do gráfico, as equações de regressão para os anos de 2008 e 2009.

Já pela análise de regressão múltipla, o intuito era saber quais variáveis ambientais poderiam explicar ou prever o estoque de madeira morta. Para isso, foram feitas análises de regressão múltipla separadamente para o estoque de cada ano relacionando com as variáveis ambientais de temperaturas mínimas e máximas do solo, rochiosidade, altitude média, amplitude da altitude, cobertura de taquaras, cobertura de clareiras, áreas alagadas ou com rios, biomassa viva total e teor de argila do solo. Encontramos os seguintes resultados: para o ano de 2008, o $R^2 = 0,9565$, $F = 4,00$ e $p < 0,2166$, o que significa que a análise não foi significativa. No entanto, o valor de p mais aproximado do significativo ($p = 0,07$) foi o encontrado para biomassa, indicando relação entre o estoque de madeira morta caída e a biomassa do local. Para o ano de 2009, a relação encontrada também não foi significativa para nenhuma das variáveis ambientais inseridas ($R^2 = 0,9190$, $F = 2,06$ e $p < 0,371$). Os valores específicos de “ p ” para as demais variáveis ambientais, estão presentes no Anexo 1 ao final deste capítulo.

Ao relacionarmos biomassa viva acima do solo (Alves *et al.* 2010) com o estoque de madeira morta caída, (Figura 19) verifica-se que na Floresta de Restinga o estoque de madeira morta caída responde por cerca de 22 % da biomassa total acima do solo, enquanto que nas FOD Terras Baixas, Submontana e Montana, respondem por 14, 15 e 20 % respectivamente da biomassa acima do solo total encontrada.

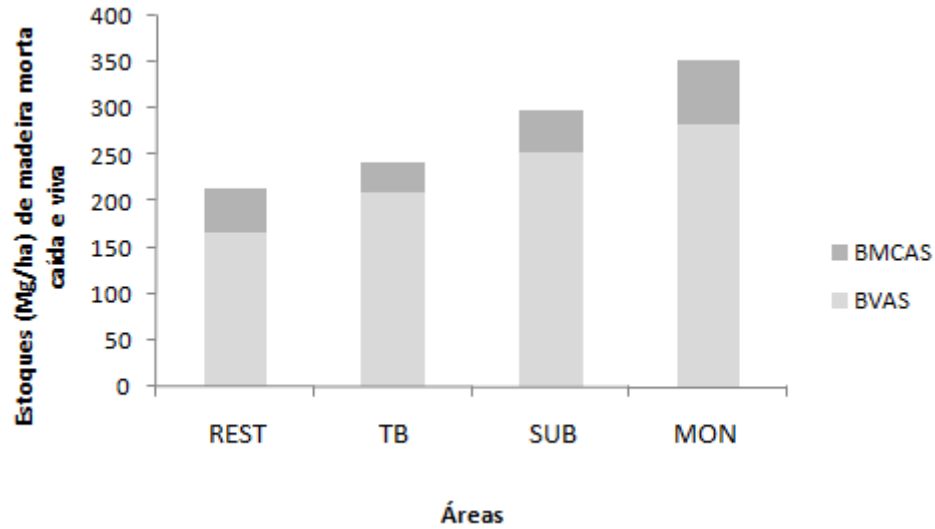


Figura 18- Estoque (Mg/ha) de biomassa morta caída acima do solo (BMCAS) e biomassa viva acima do solo (BVAS) ao longo do gradiente altitudinal estudado. Os dados de biomassa viva acima do solo estão apresentados detalhadamente em Alves *et al.* 2010. REST = Floresta de Restinga; TB = FOD Terras Baixas; SUB = FOD Submontana e MON = FOD Montana.

Ao analisarmos a distribuição das madeiras mortas caídas de acordo com o tamanho (por classes de diâmetro) (Figura 20) verificou-se que o componente madeira morta grande foi o que mais contribuiu para o estoque de madeira morta caída em todas as fitofisionomias estudadas, sendo que nas áreas de Restinga e FOD Submontana a contribuição das demais classes de tamanho tiveram uma contribuição expressiva para o estoque total.

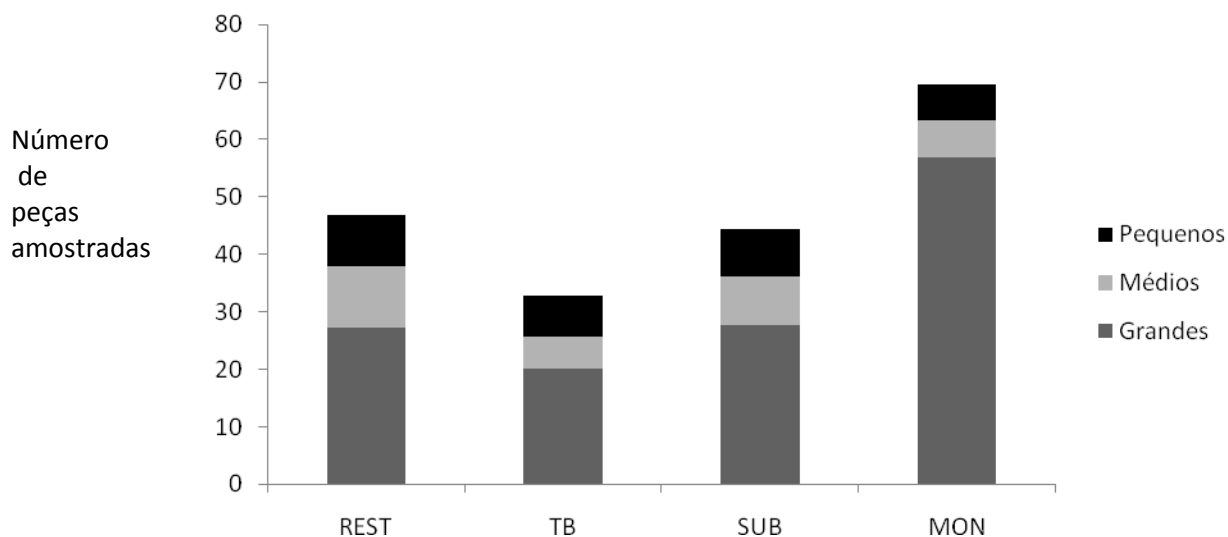


Figura 19- Contribuição de classes de tamanho de madeira morta caída amostradas por classes de diâmetro (ou tamanho). São ditas grandes todas as madeiras mortas com mais de 10 cm de diâmetro. As médias possuem entre 5 e 10 cm de diâmetro e pequenas possuem entre 2 e 5 cm de diâmetro. REST = Floresta de Restinga; TB = FOD Terras Baixas; SUB = FOD Submontana e MON = FOD Montana.

A única parcela de Restinga estudada apresentou estoque de madeira morta e carbono muito similares aos encontrados, em média, na FOD de Terras Baixas. A parcela F, considerada explorada (vide Materiais e Métodos), apresentou valores de estoque de carbono e madeira morta maiores do que as demais FOD de Terras Baixas estudadas, sendo similares aos valores médios encontrados para FOD Montana (Tabela 5).

Tabela 5- Estoques de carbono (Mg/ha) nas 14 parcelas avaliadas ao longo de Floresta de Restinga e Florestas Ombrófilas Densas (FOD) Terras Baixas, * Terras Baixas Explorada, Submontana e Montana no ano de 2008.

Área	Parcelas	Estoque carbono (Mg/ha)
Restinga	A	21,1 (2,0)
FOD Terras Baixas	B	8,5 (5,4)
	C	23,0 (1,4)
	D	10,8 (6,4)
	E	16,7 (0,9)
FOD Terras Baixas*	F	32,3 (2,3)
FOD Submontana	G	16,1 (2,2)
	H	21,9 (2,0)
	I	25,8 (10,0)
	J	16,2 (1,6)
FOD Montana	K	20,0 (0,0)
	L	27,2 (3,3)
	M	40,5 (1,8)
	N	37,5 (6,1)

Nesse trabalho, avaliamos a contribuição de representantes de três famílias de grande ocorrência na Mata Atlântica para o estoque de madeira morta caída: palmito *Euterpe edulis* (Mart.) (família Arecaceae), *Cyathea sp.*(família Cyatheaceae) e bambus (família Bambusoideae). Os bambus foram encontrados apenas na FOD Montana; porém, tiveram maior contribuição para biomassa morta e o estoque de carbono do que os palmitos e samambaias encontrados em mais áreas que os bambus (Tabela 6).

Tabela 6 – Biomassas médias totais de madeira morta caída e carbono desse compartimento (Mg/ha) nas áreas de Floresta de Restinga, FOD Terras Baixa, FOD Submontana e FOD Montana.

Família *	Estoque total (Mg/ha)	Estoque Carbono (Mg/ha)	Área de Ocorrência
Arecaceae	9,2 (4,0)	4,2 (0,1)	Todas fitofisionomias
Cyatheaceae	7,6 (0,2)	3,4 (0,3)	FOD Submontana, Montana
Bambusoideae	18,4 (5,1)	8,3 (2,3)	FOD Montana

Biomassa total de madeira morta (em pé e caída)

A única parcela de Restinga avaliada apresentou uma massa total de madeira morta que perfaz mais de 20 % da biomassa total acima do solo, valor superior ao apresentado pelas parcelas de FOD de Terras Baixas, que apresentaram valor médio de 14 %. A madeira morta total das FOD Submontana e Montana, em média, representa 16 % e 21 % respectivamente da biomassa total acima do solo (Tabela

7). Os valores totais de madeira morta, biomassa viva acima do solo e biomassa total acima do solo, assim como os respectivos estoques de carbono, estão apresentados na tabela nos anexos ao final desse capítulo. Os dados de biomassa viva são de Alves *et al.* 2010.

Tabela 7- Valores de biomassa morta total acima do solo (BMTAS) e porcentagens dessa biomassa em relação à biomassa total acima do solo (%BTAS) e carbono total acima do solo (%CTAS)

Parcelas	BMTAS (Mg/ha)	% BTAS	%CTAS
A	47,2 (32,8)	22,1	20,4
B	19,0 (13,4)	8,0	7,3
C	51,4 (35,8)	21,4	19,7
D	24,0 (16,8)	10,8	9,8
E	37,2 (26,1)	13,9	12,7
F	71,8 (50,6)	26,1	24,1
G	36,2 (24,9)	13,0	11,8
H	51,2 (32,6)	18,0	16,5
I	58,8 (39,4)	18,0	16,5
J	41,6 (21,5)	13,3	12,2
K	48,4 (28,5)	14,3	13,0
L	64,1 (40,1)	20,2	18,6
M	96,0 (59,5)	22,2	20,4
N	89,3 (54,7)	26,1	24,1

Discussão

Estoque de madeira morta nas florestas tropicais

Fizemos um levantamento dos estoques de madeira morta caída e em pé avaliados em Florestas Tropicais Úmidas (Tabela 8) onde pudemos constatar que os dados obtidos nesse estudo, assemelham-se a dados observados em florestas tropicais úmidas do Panamá e Venezuela. Os valores de estoque de madeira morta descritos em trabalhos realizados na floresta Amazônica brasileira são maiores que os encontrados nesse trabalho na floresta Atlântica.

Tabela 8- Levantamento de referências bibliográficas sobre estudos de madeira morta em pé e madeira morta caída em florestas tropicais úmidas. Em casos em que o estudo não avaliou um dos compartimentos colocamos um "X" no lugar do valor.

Referência	Área de estudo	Madeira morta caída (Mg/ha)	Madeira mora em pé (Mg/ha)
Bernhard-Reversat <i>et al.</i> 1978	Banco, Costa Ivory	3,8	X
Baker <i>et al.</i> 2007	Peru	62,3	10,6
Brown <i>et al.</i> 1992	Acre, Brasil	43	X
Chambers <i>et al.</i> 2000	Manaus, Brasil	21	X
Chao <i>et al.</i> 2009	Amazônia, Brasil	X	13,5
Chao <i>et al.</i> 2009	Amazônia, Brasil	27,3	X
Chao <i>et al.</i> 2009	Amazônia, Brasil	58,5	X
Clark <i>et al.</i> 2002	La Selva, Costa Rica	52,8	X
Clark <i>et al.</i> 2002	La Selva, Costa Rica	46,3	6,5
Dados deste trabalho	Mata Atlântica (SP)	12.2	2.2
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	33,3	X
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	34,5	X
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	1,0	1,4
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	1,9	2,9
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	3,8	2,8
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	18,5	14,8
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	21	21,3
Delaney <i>et al.</i> 1998	Venezuela	8,2	26,3
Edwards e Grubs 1977	Nova Guiné	10,9	X
Gerwing <i>et al.</i> 1973,1969	Darien, Panamá	10,6	X
Gerwing <i>et al.</i> 1973,1969	Darien, Panamá	6,2	X
Gerwing <i>et al.</i> 1973,1969	Darien, Panamá	4,8	X
Gerwing <i>et al.</i> 1973,1969	Darien, Panamá	19,1	X
Gerwing <i>et al.</i> 1973,1969	Darien, Panamá	102	X
Golley <i>et al.</i> 1975	Darien, Panamá	14,6	X
Grove 2001	Austrália	9,3	X
Kauffman <i>et al.</i> 1988	Rio Negro, Venezuela	1,6	X
Kauffman <i>et al.</i> 1988	Rio Negro, Venezuela	5,3	X

Kauffman <i>et al.</i> 1988	Rio Negro, Venezuela	42,4	X
Kauffman <i>et al.</i> 1988	Rio Negro, Venezuela	12,9	X
Kauffman <i>et al.</i> 1988	Rio Negro, Venezuela	14,4	X
Keller <i>et al.</i> 2004, Asner <i>et al.</i> 2002	Cauaxi, Brasil	66,2	X
Keller <i>et al.</i> 2004, Keller <i>et al.</i> 2001	Tapajos, Brasil	60,8	X
Kira 1978	Oeste da Malásia	50,9	X
Klinge 1973	Amazônia Central	18	X
Martius e Bandeira 1998	Manaus, Brasil	9,5	X
Nascimento e Laurance 2002	Manaus, Brasil	31	6,14
Palace <i>et al.</i> 2008	Mato Grosso, Brasil	44,9	5,3
Palace <i>et al.</i> 2006, Keller <i>et al.</i> 2001, 2004	Tapajos, Brasil	50,7	7,7
Pyle <i>et al.</i> 2008	Amazônia, Brasil	16,2	X
Pyle <i>et al.</i> 2008	Amazônia, Brasil	40,1	X
Rice <i>et al.</i> 2003	Tapajós, Brasil	70	X
Rice <i>et al.</i> 2003	Tapajós, Brasil	99,6	X
Uhl e Kauffman 1990; Kauffman e Uhl 1990	Paragominas, Brasil	51	X
Uhl <i>et al.</i> 1988	Paragominas, Brasil	41,9	X
Veillon <i>et al.</i> 1980	Amazônia, Brasil	X	63,3
Veillon <i>et al.</i> 1980	Amazônia, Brasil	X	20,2
Veillon <i>et al.</i> 1980	Amazônia, Brasil	X	37,4
Veillon <i>et al.</i> 1980	Amazônia, Brasil	X	40,3
Wicke <i>et al.</i> 2005	Equador	9,1	X

Estimativas de densidade da madeira

A densidade dos indivíduos mortos encontrados em determinada área depende das densidades dos indivíduos vivos dessa mesma área. Sabemos que a densidade da madeira varia com de acordo com espécies (Sterck *et al.* 2001, Chao *et al.* 2008), idade da árvore (Fujimoto *et al.* 2006) e fatores ambientais como topografia (Hultine *et al.* 2005), assim sendo, podemos concluir que áreas como a Mata Atlântica e a Floresta Amazônica muito provavelmente terão diferentes densidades de indivíduos vivos e mortos dado que a composição florística, idade das árvores e fatores ambientais não são exatamente os mesmos. E mesmo em áreas com composição florística muito semelhantes como no estudo de Chao *et al.* (2008), as densidades médias também diferiram devido interações de características ambientais afetando os valores de densidade média das famílias ocupantes e dominantes.

As áreas de coleta do material desse estudo foram em áreas de Floresta Ombrófila Densa Submontana, a uma altitude média de 175 a 395 m de altitude, composição do solo caracterizada por Martins *et al.* (2010) como argilo-arenosa e teor de argila em torno de 23%, precipitação média mensal

de 2000 mm, temperaturas médias em torno de 22,5 °C e média de biomassa viva acima do solo de 253,9 Mg/ha, enquanto as áreas de coleta do trabalho de Keller *et al.* (2004) foram em Tapajós, localizada no sul da cidade de Santarém, no estado do Pará. Essa região recebe aproximadamente 2000mm de precipitação por ano e temperatura anual média de 25°C (Silver *et al.* 2000). Esta localizada em uma área quase plana, planalto com remanescentes com solos que sofreram erosão e bem drenados, o solo foi classificado como oxissolos (80% de argila) e vegetação típica de floresta densa úmida com biomassa total acima do solo de 282 Mg/ha (Keller *et al.* 2001).

Considerando os fatores ambientais supracitados, podemos perceber que há diferenças entre características ambientais como precipitação, teor de argila e topografia. Para termos uma idéia precisa de qual fator mais influenciaria a densidade dessas madeiras em cada uma das regiões estudadas, seria necessário um experimento ou um teste isolando cada fator ambiental.

Madeira morta em pé

Em termos gerais, os valores de estoque de madeira morta em pé desse estudo estão próximos a demais valores encontrados em alguns trabalhos também realizados em florestas tropicais úmidas, como por exemplo, os trabalhos de Palace *et al.* (2008), o qual relata um estoque de 5,3 Mg/ha para Mato Grosso; Nascimento e Laurance (2002) que relataram 6,14 Mg/ha para floresta em Manaus e Delaney *et al.* (1998) que reportou estoques similares ao nosso de 1,4 a 2,9 Mg/ha em floresta na Venezuela. A similaridade observada entre esses trabalhos pode ser devida a alguns fatores específicos, como por exemplo, a biomassa viva dessas áreas, condições climáticas semelhantes capazes de aumentar ou diminuir a mortalidade dos indivíduos ou condições climáticas semelhantes capazes de controlar a decomposição interferindo no estoque de madeira morta. Nenhum trabalho lido de estoque de madeira morta foi feito em um gradiente altitudinal e a maioria foi realizada em áreas de altitudes semelhantes as Terras Baixas desse estudo.

Ao relacionarmos os valores de biomassa viva acima do solo com biomassa morta em pé acima do solo, encontramos uma relação direta para as áreas de Restinga, Submontana e Montana, ou seja, quanto maior o estoque vivo de biomassa foi encontrado maior estoque de madeira morta, pois houve “fonte” ou origem de material para incremento do estoque de madeira morta em pé.

Madeira morta caída

Os estoques de madeira morta caída variaram entre os anos de 2008 e 2009. Podemos explicar essa variação devido ação dos fatores climáticos que variam diariamente ou, em casos de eventos de distúrbio de grande impacto, como El Niño ou deslizamentos de áreas em épocas de chuva, são eventos esporádicos e casuais, porém, de grande impacto também no estoque e incremento de biomassa morta. Nossos valores também estiveram próximo a alguns valores de estoque descritos por autores que trabalharam na Venezuela como Edwards e Grubs 1977 e Kauffman *et al.* (1988) que relataram um estoque de 10,9 Mg/ha de madeira morta caída. Nossos resultados de estoque de madeira morta caída são relativamente pequenos quando comparados aos obtidos por autores que trabalharam na floresta Amazônica (43,0Mg/ha em Brown *et al.* (1992); 58,5 Mg/ha em Chao *et al.*(2009);66,2 Mg/ha em Keller *et al.* (2004); 99,6 Mg/ha em Rice *et al.* (2003) entre tantos outros trabalhos apresentados na tabela 09). Esse resultado poderia ser explicado pela diferença da biomassa, pois de acordo com Chao *et al.* (2009), valores mais altos de biomassa sugerem maiores valores de acúmulo de madeira morta. Os estoques de biomassa viva acima do solo da floresta amazônica são, geralmente, estoques maiores, pois há maior número de indivíduos com mais de 50 cm de diâmetro.

Ao relacionarmos os valores de biomassa viva acima do solo com biomassa morta em caída acima do solo, a Restinga apresentou a maior relação entre biomassa e madeira morta. Nesse caso, uma possível explicação para tal fato seria a fonte de biomassa disponível aliada a fatores climáticos característicos de Restinga como ventos, textura do solo, temperatura do solo entre outros fatores. Harmon *et al.* (1986) afirma que os fatores que podem controlar o estoque de madeira morta caída seriam tipo florestal (altura, biomassa,etc), estrutura e estágio sucessional e Olson (1963) acrescenta que também devemos considerar como fatores que influenciam os estoques de madeira morta o balanço entre mortalidade e decomposição. Por isso, iremos nos atentar para os fatores que são capazes de interferir na dinâmica e nos processos das florestas causando um aumento ou diminuição do estoque.

Avaliaremos três pontos: segundo Chao e colaboradores (2009) o tipo florestal pode influenciar a quantidade de madeira morta, sendo por eles considerados como componentes do tipo florestal a biomassa, diâmetro dos troncos, altura das árvores entre outros atributos. Podemos acrescentar que além da variável massa devemos considerar o número de indivíduos distribuídos nas classes de tamanho, pois em alguns casos, um grande número de indivíduos médios pode ser equivalente a poucos indivíduos grandes. Todavia, mesmo discutindo as variações da biomassa viva (representada por massa

e número de indivíduos) e biomassa morta acima do solo em diferentes tipos florestais podemos continuar a subestimar ou superestimar os estoques de madeira morta (Chao *et al.* 2008).

Chao *et al.* 2008, afirma ser necessário haver biomassa viva para se esperar grandes estoques de biomassa morta, porém, precisa haver mortalidade (Chao *et al.* 2009). De acordo com Spies *et al.* (1998), alguns fatores que podem controlar a entrada de madeira morta seriam os regimes de distúrbio, idade das árvores, estrutura e estágio sucessional.

Supondo que todos os fatores citados por Spies *et al.* (1998) ocorram e em grande escala nas florestas tropicais, teríamos florestas inteiras compostas por troncos mortos, contudo, o terceiro ponto que controla o estoque de madeira morta de uma floresta é a saída desse material via decomposição. A decomposição depende de uma variedade de controles como diferenças espécie-específicas na qualidade da madeira (Seasted 1984); tamanho da madeira morta, as condições climáticas (Chambers *et al.* 2001) e topográficas (Gale 2000).

Biomassa (origem da madeira morta)

No quesito biomassa, as florestas ao longo de gradiente altitudinal são típicas florestas tropicais úmidas, com elevado número de espécies por hectare (Joly *et al.* 2006). No levantamento de biomassa feito nas mesmas áreas desse estudo, a FOD Montana apresentou maior número de indivíduos vivos com mais de 50 cm de diâmetro (Alves *et al.* 2010). Apenas um indivíduo com mais de 50 cm de diâmetro pode representar algo em torno de 12 Mg ao passo que um indivíduo de 10 cm de diâmetro pode representar algo em torno de 0,49 Mg. É de se esperar que as áreas Montana e Submontana, únicas do gradiente que apresentaram indivíduos mortos com mais de 50 cm, somados a estrutura observada e descrita por Vieira *et al.* (2004) e Alves *et al.* (2010) em que houve maior número de indivíduos e biomassa ao longo do gradiente altitudinal, que as áreas mais altas apresentassem maiores estoques de madeira morta. Alguns fatores foram indicados como possíveis responsáveis pelas diferenças observadas na estrutura da biomassa ao longo desse gradiente altitudinal. Dentre eles estão comprimento e intensidade de estações secas, disponibilidade de luz, distúrbios (taxas de mortalidade e tamanho de clareiras), diferenças na composição da espécie (densidade da madeira, taxa de crescimento intrínseco) e tempo hidrológico (Vieira *et al.* 2004).

Com relação ao comprimento de estação seca, a floresta ombrófila densa é caracterizada por praticamente não haver período seco ao longo do ano. No entanto, a FOD de Terras Baixas e FOD Submontana (ambas no Núcleo Picinguaba), apresentam médias mensais de precipitação sutilmente maiores aos observados na FOD Montana (Núcleo Santa Virgínia) (vide Figura 02-seção Material e

Métodos). De acordo com Rice *et al.* (2004) há uma correlação entre a precipitação anual e incremento da biomassa das árvores vivas.

A respeito da disponibilidade de luz, há naturalmente uma diminuição vertical da disponibilidade de luz devido cobertura das copas das árvores emergentes, podendo interferir na fotossíntese dos indivíduos que estão mais abaixo das emergentes. Essa interferência na fotossíntese pode, em algumas condições, interferir na quantidade carbono alocada para crescimento dos tecidos (Rijkers *et al.* 2000; Körner 2004; Vieira *et al.* 2004) e consequentemente interferir no incremento da biomassa.

Condições espécie-específicas como taxas intrínsecas de crescimento influenciam na diferença de incremento de biomassa como descrito no trabalho de Da Silva e colaboradores (2002) em que relatou um maior incremento anual médio nas árvores grandes (com mais de 50 cm de diâmetro a altura do peito-DAP) quando comparado a outras árvores menores. Essa tendência de indivíduos maiores terem maior incremento de diâmetro está relacionada com maior atividade fotossintética, que geralmente dominam a luz do sol nas copas das florestas (Hubbel *et al.* 1999; Vieira *et al.* 2004). Devemos reforçar que a área que possui maior número de indivíduos com diâmetro acima de 50 cm é a FOD montana, seguida pela FOD submontana. Coincidentemente, tais áreas apresentaram maior biomassa viva e biomassa morta.

Em relação ao número total de indivíduos vivos, as florestas Submontana e Montana apresentam mesmos valores em média (cerca de 1720 indivíduos), a FOD de Terras Baixas apresentam valor médio menor que as demais áreas (cerca de 1220 indivíduos) (Joly *et al.* 2006) o diferencial entre as áreas montana e submontana sé o número de indivíduos maior que 50 cm de diâmetro. Nesse quesito, a FOD montana apresentou em média 110 ind/ha enquanto a FOD submontana apresentou, em média, 79 ind/ha. Portanto, considerando ambos aspectos, foi esperado que a FOD Montana apresente o maior valor de biomassa total acima do solo, assim como foi considerada área com árvores de grande potencial para, quando mortas, aumentarem bruscamente o estoque de madeira morta.

Também considerado como fator que pode influenciar na biomassa, os eventos de distúrbios, como o fogo e abertura de clareiras por prévia mortalidade, podem alterar a estrutura da floresta e causar um aumento da taxa de crescimento (Williamsom *et al.* 2000; Vieira *et al.* 2004). De acordo com Spies *et al.* (1998), o crescimento das árvores e aumento da biomassa inicia lentamente logo após o distúrbio, seguido por período de rápido crescimento até as árvores atingirem taxas de crescimento e acúmulo de biomassa máxima. Nos últimos três anos, têm ocorrido períodos de chuva intensa no PESM,

em especial próximo ao Núcleo Santa Virgínia (o último evento de chuvas ocorrido em janeiro de 2010, inundou a cidade de São Luiz do Paraitinga e causou deslizamentos de terra na região de Ubatuba, observação pessoal).

Como último fator citado como sendo responsável por possíveis diferenças de incremento de biomassa entre indivíduos, temos o regime hidrológico, pois a disponibilidade de água para as plantas pode afetar não apenas a taxa de crescimento, mas também a estrutura vertical da floresta (Porporato *et al.* 2001; Dunisch *et al.* 2002; Vieira *et al.* 2004). O crescimento da árvore pode ser limitado por falta (Nepstad *et al.* 2002) ou excesso de água (Vieira *et al.* 2004) pois resultam em redução da fotossíntese e consequentemente reduzem o incremento da biomassa. A única parcela de Restinga apresenta períodos de alagamento durante o verão sendo um bom exemplo de área que sofre com o excesso de água. Seus indivíduos vivos estão mais representados na classe entre 10 e 30 cm de diâmetro podendo ser devido a textura do solo (arenosa), déficit de nutrientes no solo (Martins *et al.* dados não publicados) e períodos de alagamento.

Até aqui podemos concluir que a FOD Montana possui maiores “condições em potencial” de contribuir com madeira morta, já que apresentou, como esperado, maiores valores de biomassa que as demais áreas avaliadas no projeto temático Biota Gradiente Funcional (Figura 11), no entanto, como já afirmamos antes, não basta ter uma biomassa maior, pois há outros dois fatores que controlam o estoque de madeira morta: mortalidade e decomposição.

Mortalidade

Um dos fatores controladores de mortalidade segundo Spies *et al.* (1998) são os eventos de distúrbio, como por exemplo chuvas mais severas ou períodos inesperados de estiagens até condições mais extremas como casos de El Niño. Clark (2004) retrata que esse evento causou um aumento de mais de 70% na mortalidade em floresta na Amazônia Central, próximo a Manaus. No final de 2007 (dezembro) e início de 2008 (janeiro-fevereiro) houve prolongado e intenso período de chuvas no PESM, em especial no Núcleo de Santa Virgínia (observação pessoal). Após essas chuvas, muitas árvores mortas em pé caíram dos topos das montanhas até os vales e derrubando outras árvores. Após esse evento de distúrbio, na seguinte medição de estoque de madeira morta (6 meses depois do evento), obtivemos valores relativamente altos (quando comparados ao total de biomassa de bambus da mesma área) para estoque de bambus e lenhas recém caídas, pois grandes touceiras de bambus ocuparam as clareiras deixadas pela queda das árvores. Pudemos rastrear as árvores caídas após esse evento através das placas de identificação que haviam sido colocadas pouco tempo antes dessas chuvas intensas. O valor

médio de estoque para bambus mortos chegou a ser maior que o valor total de biomassa dessa porção em uma área de FOD Montana. Tal fato pode ser explicado por uma possível alta taxa de recrutamento implicando em grande números de nascimento de bambus, no entanto, essa possibilidade deve estar atrelada ao fato de os bambus possuem estrutura física muito frágil por serem ocos de rápido crescimento (não investem em crescimento secundário e consequentemente não apresentam rigidez em seu colmo) sendo fáceis de quebrar seja por ação de ventos ou ação antrópica, incrementando rápido o estoque de bambus mortos.

Ainda podemos citar outros fatores capazes de criar distúrbios nas florestas e aumentar o estoque de madeira morta como fogo, vento, insetos, surtos de doenças e movimentos dos solos (deslizamentos) (Spies *et al.* 1988) além de ações antrópicas como desmatamentos e cortes de árvores (Palace *et al.* 2006). No presente estudo temos uma parcela de Terras Baixas, caracterizada como explorada. Essa parcela apresentou níveis de estoque de madeira morta maior em relação às demais parcelas de mesma fitofisionomia (ver tabela anexo ao final desse capítulo), pois de acordo com seu histórico de exploração, as árvores foram cortadas e retiradas da área para utilização da madeira em construção civil ou então cortadas e deixadas no local para serem cortadas em pedaços menores e retiradas da área conforme necessidade dos moradores da antiga Fazenda Capricórnio. Devido a esse fato (aliado ao fator decomposição que será abordado posteriormente) os valores de madeira morta dessa parcela foram altos, em relação às demais parcelas de FOD Terras Baixas.

Spies (1998) refere-se ao estágio sucessional como fator que pode influenciar a mortalidade, pois florestas em estágios iniciais de sucessão apresentam maiores estoques de madeira morta devido ao aporte de madeiras e galhos velhos (troca de galhos e folhas) durante a transição de florestas jovens para florestas maduras. Por outro lado, as florestas antigas acumulam relativamente grandes quantidades de madeira morta apresentando grandes valores de estoque. Entretanto esses valores ainda são superados por florestas muito jovens após períodos de distúrbios capazes de matar as árvores do dossel (Spies 1998).

Decomposição

Antes de abordarmos o último processo regulador do estoque de madeira morta, devemos esclarecer que os processos e fatores controladores da biomassa e mortalidade discutidos até aqui são os mesmos para o estoque de madeira morta caída. O que irá determinar a quantia de cada compartimento desse estoque de madeira morta será a decomposição, visto que a superfície de contato das madeiras mortas caídas criam condições específicas para aumentar ou diminuir a decomposição

desse material orgânico, enquanto a madeira morta em pé está sujeita essencialmente aos dois principais fatores climáticos: temperatura e umidade. Esses são os fatores que provêm as condições básicas e essenciais para todo e qualquer tipo de decomposição, seja de material foliar ou lenhoso, pois permitem ou inibem a atividade dos organismos decompositores. Portanto, a decomposição será tratada como processo geral e as peculiaridades de cada compartimento de estoque serão destacadas ao longo do texto.

Decomposição é uma consequência de interações físicas e processos químicos que ocorrem dentro e fora dos organismos vivos, causando a quebra materiais orgânicos e um decréscimo na sua massa, transformando-os em nutrientes inorgânicos e CO₂ para atmosfera e nutrientes em formas que podem ser usadas pelas plantas. Caso não houvesse decomposição, o ecossistema iria rapidamente acumular grandes quantidades de detritos (Chapin *et al.* 2002). É controlada por interações de fragmentação e alterações químicas, características como quantidade, qualidade do substrato disponível aos decompositores, características da comunidade microbiana (Swift *et al.* 1979) e fatores climáticos e pedológicos (Chapin *et al.* 2002).

Temperatura

A temperatura afeta diretamente a decomposição promovendo a atividade microbiana e, indiretamente, alterando a umidade do solo. Em ambos os casos, temperaturas extremas podem afetar a decomposição (Chapin *et al.* 2002). Altas temperaturas reduzem umidade do solo por aumento da evaporação e transpiração, consequentemente reduzindo a decomposição. Uma oscilação de 5°C é capaz de alterar muito a decomposição (Chapin *et al.* 2002). Nas áreas de Picinguaba (Floresta de Restinga, FOD Terras Baixas e FOD Submontana) e Santa Virgínia (FOD Montana), a amplitude da temperatura, tanto nas estações chuvosas como nas estações secas, são de aproximadamente 9°C, o que pode ser considerado de grande influência para o processo de decomposição.

As temperaturas do solo interferem diretamente na decomposição do estoque de madeira morta caída, pois como a superfície da madeira está em contato direto com o solo, a fauna associada à decomposição desse material está sob ação direta da temperatura do solo. Notem que a temperatura mínima do solo na FOD Montana é quase a metade da temperatura mínima das demais áreas. Já o estoque de madeira morta em pé está mais sujeito às condições da temperatura do ar. Essa temperatura também difere entre as áreas, sendo que a FOD Montana apresenta as menores temperaturas (tanto mínima quanto máxima) enquanto as temperaturas das FOD Terras Baixas e FOD Submontana não diferem significativamente. Podemos supor então que a decomposição da madeira

morta caída nas áreas de FOD tende a ser mais lenta levando-se em consideração o critério temperatura resultando num maior estoque de madeira morta em pé e madeira morta caída.

Umidade

A despeito do efeito indireto da temperatura sobre a umidade, podemos exemplificar o efeito sobre o consumo de oxigênio na respiração microbiana e conseqüente redução da decomposição em solos secos ou muito úmidos como no caso de solos alagados.

A decomposição é restrita em casos extremos de alta umidade (alagamento) como em solos com menos umidade (estresse hídrico prolongado). Decompositores (como bactérias) são mais produtivos em condições quentes e úmidas, previsto que há disponibilidade de oxigênio suficiente. Isso explica a alta taxa de decomposição de florestas tropicais (Gerolz *et al.* 2000). Decomposição também é reduzida em solos com alto conteúdo de umidade (Haynes 1986) devido difusão do oxigênio visto que a água age como uma barreira efetiva ao suprimento de oxigênio dos decompositores em solos úmidos ou em pequenos locais úmidos. Um exemplo dessa circunstância seria a área de Restinga onde provavelmente nos meses de altos índices pluviométricos (dezembro a fevereiro) quando são formados “poças” de água, a decomposição dos troncos nesses ambientes é reduzida devida baixas condições de oxigênio, também podendo contribuir para um maior estoque de madeira morta caída.

As madeiras em decomposição criam seu especial microambiente e geralmente tem maior umidade no seu conteúdo (Harmon *et al.* 1986) do que superfície. A taxa de decomposição dos troncos pode, no entanto, ser limitados pelo suprimento de oxigênio em seu interior enquanto os micróbios vizinhos da superfície estão limitados por umidade (Chapin *et al.* 2002). Devido essa diferença interna e externa de decomposição é que as classes de decomposição estabelecidas devem levar em consideração esse ponto, visto que algumas madeiras estão intactas por fora e esboroam facilmente ao toque da mão. Por fim, a decomposição dos troncos geralmente decai com aumento de seu diâmetro, pois troncos grandes geralmente têm maior umidade e menor teor de oxigênio quando comparados aos pequenos troncos e galhos (Chapin *et al.* 2002), além de terem maior quantidade de material para decomposição. Assim, podemos sugerir que os galhos pequenos e médios amostrados devam ter uma decomposição mais rápida por serem menores e estarem mais sujeitos às ações dos organismos decompositores. Em suma material orgânico acumula em ambientes úmidos, frios e ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio, pois essas condições reprimem a atividade de decompositores mais do que a entrada de carbono pelas plantas, acumulando a matéria orgânica em estado relativamente

não decomposta. Essa descrição de boas condições para acúmulo de madeira morta, em pé e caída, estão presentes em especial na área de FOD Montana.

Propriedades do solo (maior interferência no estoque de madeira morta caída)

Quando todos os outros fatores (por exemplo, temperatura, umidade e teor de oxigênio) são iguais, a decomposição é mais rápida em solos neutros do que solos ácidos. No entanto, os solos analisados de todas as áreas foram considerados solos acidificados (Martins *et al.* dados não publicados). A argila também pode limitar a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo, pois altera o meio físico controlando a capacidade de retenção de água e umidade (Chapin *et al.* 2002), porém é necessário ter argila presente no solo (mesmo que em pequenas quantidades) pois para que haja decomposição é necessário haver certo minerais de argila (Martins *et al.* dados não publicados). Como consequência, solos menos férteis tendem a terem decomposição mais lenta (Vitousek e Sanford 1986) e assim maior estoque de madeira morta. Ainda no estudo de Martins *et al.* (dados não publicados) o teor de argila foi maior nas áreas mais elevadas (FOD Submontana e Montana) perfazendo 23 e 21% respectivamente do solo. Assim sendo, a porcentagem de argila contida nesses solos podem dificultar a decomposição e justificar maior estoque de madeira morta caída nessas áreas mais elevadas.

Topografia

O efeito da topografia na decomposição é um efeito indireto, pois influencia o clima através da drenagem (escoamento) do ar denso e frio. Quando o ar esfria a noite, se torna mais denso e tende a escorres pelas declividades até os vales, onde se acumula. Isso pode causar grandes inversões de temperatura (ar frio se aquece e vira ar quente) climaticamente importantes, pois aumentam as temperaturas extremas em ecossistemas de áreas de terras baixas (Chapin *et al.* 2002). Esse aumento das temperaturas extremas nessas áreas pode acelerar ou retardar a decomposição das madeiras morta. Nesse estudo incluímos a amplitude de altitude para termos uma idéia se haveria relação entre as variáveis de madeira morta, porém, o resultado não foi significativo talvez por sua influência estar ligada a outro fator como temperatura ou umidade ou então deveríamos medir a inclinação do terreno para refazer a análise.

Disponibilidade de nutrientes

A disponibilidade de nutrientes como carbono e nitrogênio, pode afetar a decomposição também por efeito indireto, pois afeta a biomassa de organismos decompositores. As plantas regulam as entradas de carbono e assim controlam a atividade microbiana (Knops *et al.*, 2002). Os decompositores competem com as plantas pelo nitrogênio inorgânico, pois a absorção de nitrogênio

permite sustentar uma massa microbiana maior e a decomposição procede mais rapidamente. Quando a razão C/N está abaixo de 30:1, os micróbios são limitados pelo carbono (Kaye & Hart, 1997). No trabalho de Martins *et al.* (dados não publicados) a relação C/N foi maior na área de Restinga, decrescendo de 16 para aproximadamente 14 a 100m (FOD Terras Baixas), 13 a 400m (FOD Submontana) e aumentando novamente para 14, como na FOD Terras Baixas.

Discutidos todos os fatores que podem influenciar os estoques, voltemos para os resultados obtidos nesse trabalho, considerando estoque de madeira morta em pé e madeira morta caída:

Observamos um aumento do estoque de madeira morta em pé e caída ao longo das cotas altitudinais, com exceção da área da Restinga que apresentou grandes valores de madeira morta. Esse aumento do estoque deve-se a integração dos três fatores. O número de indivíduos é maior, há aumento do número de indivíduos maiores que 50 cm de diâmetro (que respondem por grandes aumentos no estoque total de biomassa) e a decomposição tende a ser menor, principalmente devido às condições de baixas temperaturas, tanto no ar como no solo, e umidade. A floresta de Restinga pode ter apresentado maior estoque de madeira morta por estar mais susceptível a fatores de distúrbio como ventos e por apresentar períodos sazonais de alagamento no solo, retardando a decomposição da madeira morta. A FOD de Terras Baixas apresentou os menores valores de estoque de madeira morta caída, devido aos mesmos fatores citados acima, porém, com condições opostas: as temperaturas do ar e do solo são maiores e a região tem alta umidade devido proximidade com o mar criando boas condições para uma rápida decomposição e ciclagem de nutrientes. Além disso, o tamanho e número de indivíduos são menores que as demais áreas.

Ao compararmos os estoques obtidos no ano de 2008 e 2009, percebemos que, em 2008 o estoque da FOD Montana se destacou quando comparado aos demais estoques devido ao distúrbio ocorrido na área já descrito, responsável por grande mortalidade de indivíduos grandes seis meses antes da medição de estoque de madeira morta caída.

Considerando todas as variáveis de entrada de madeira morta e todas as variáveis de saída de madeira morta, era esperado encontrarmos um valor crescente do estoque de madeira morta caída e madeira morta em pé ao longo das cotas altitudinais, como mostrada nas figuras 08 e 13. Essa hipótese a posteriori não foi corroborada devido altos estoques apresentador pela restinga superior ao encontrado em áreas de Terras Baixas.

Pela análise de regressão múltipla, utilizamos muitas variáveis ambientais relacionadas à decomposição e explicadas até aqui como temperatura, distúrbios, áreas alagadas, entre outras

observadas no anexo 1. Mesmo assim, nenhuma variável apresentou valor significativo, ou seja, nenhuma variável teve uma relação clara com o estoque de madeira morta em pé ou madeira morta caída. No entanto, isso não significa que as relações não existam, pois talvez algumas variáveis tenham influência sobre decomposição ou estoque em conjunto, o que demandaria várias análises combinando todos os fatores encontrados e descritos acima. Sabemos, pela literatura, que alguns trabalhos já indicaram relações positivas entre fatores ambientais e estoques de madeira morta, como o trabalho de Brown *et al.* (1996), que mostrou um aumento do estoque de madeira morta com aumento da precipitação e umidade e Chambers *et al.* (2000) reportou uma íntima correlação entre média anual de temperatura e decomposição. Uma análise interessante a se fazer seria o efeito de fatores ambientais combinados ou pareados sobre o estoque de madeira morta, visto que alguns fatores estão intimamente ligados.

Um componente que foi considerado nesse estudo, porém nem sempre é avaliado, são as madeiras intituladas médias e pequenas que são na verdade formada, em sua maior parte, por galhos. Keller *et al.* (2004) e Palace *et al.* (2006) já afirmavam em seu trabalho a importância de se avaliar essas duas classes por contribuírem significativamente para o estoque de madeira morta caída. Em nosso trabalho, cada uma dessas classes contribuiu com 15% do estoque total encontrado. Considerando que esse material contenha a mesma porcentagem de carbono que os troncos, estamos referindo a um aumento de 30% total de estoque de carbono em potencial nessas áreas avaliadas, o que seria um resultado extremamente significativo considerando que são porções menores de madeira morta, com maior superfície de contato com organismos decompositores e pode decompor mais rapidamente (Palace *et al.* 2007) aumentando a emissão de CO₂. Em estudos como Rice *et al.* (2004) o total das madeiras pequenas e médias perfizeram apenas 12% do total de madeira morta caída e os resultados de Palace *et al.* 2007 foram pouco maiores, ou seja, encontramos um resultado expressivo de contribuição dessas duas classes para o estoque total e reforçamos, junto aos outros autores, a importância de avaliarmos esse compartimento.

Outros compartimentos que não foram avaliados em nenhum trabalho de madeira morta são: palmitos *Euterpe edulis* (Mart), Cythea sp. e bambus. Tanto *Euterpe edulis* (Mart.) como Cythea sp. não apresentaram grandes valores de contribuição ao estoque total de madeira morta, se comparados aos materiais lenhosos, ainda assim, reforçamos a importância de se estudar esses compartimentos separados por valores de densidade específicos e diferentes dos encontrados para representantes lenhosos e por serem de grande ocorrência nas florestas tropicais, em especial, na Mata Atlântica. A

contribuição do estoque dos bambus foi superior ao estoque composto pelos palmitos e pteridófitas e quando comparados aos valores de estoque dessa porção com o estoque das demais lenhosas, podemos perceber que trata-se de estoque relativamente alto. Enfatizamos a importância do estudo dos bambus devido grande distribuição e abundância em florestas tropicais, de acordo com seu ciclo de vida, grandes grupos de touceira de mesma idade apresentam mortalidade do seu grupo (Padgurschi 2010), contribuindo com grandes quantias de madeira morta, estoque de carbono que precisam ser melhores dimensionados e quantificados.

Encerraremos esse trabalho explorando os dados de estoques de carbono obtidos.

A medida de *turnover* do carbono do solo refere-se ao tempo de residência estimado do estoque e entrada de carbono. Essa medição em floresta tropical e tundra têm mostrado que apesar dessas florestas terem tamanhos semelhantes do estoque de carbono do solo, o tempo de *turnover* da floresta tropical é 500 vezes mais rápido (Ehleringer *et al.* 2000) configurando as florestas tropicais em grandes potenciais emissores de carbono. As amostras coletadas para estimativa de densidade foram as mesmas utilizadas para estimarmos a quantidade de carbono presentes nesse material por Vieira. Foram coletados exemplares de vários indivíduos aleatoriamente (ou seja, várias espécies) e em todos os graus de decomposição. Os valores de carbono da madeira morta não diferiram conforme grau de decomposição ou entre as amostras (não diferiram, portanto, de acordo com as espécies coletadas). Ao longo das tabelas apresentadas em “Resultados”, mostramos os valores de contribuição de carbono para cada porção de madeira morta. No entanto, destacaria a tabela 08, que mostra a contribuição total, em carbono, do estoque de madeira morta acima do solo em relação ao total de massa acima do solo (biomassa viva acima do solo + biomassa morta acima do solo).

Sabemos que as áreas de Restinga no Brasil estão praticamente fadadas a destruição total devido especulação imobiliária, ocupações indevidas e explorações de seus recursos de forma desorganizada, tanto é que conseguimos amostrar apenas uma área de 1 ha considerado “natural” ou com pouca perturbação. As parcelas de Terras Baixas apresentaram valores, em média, menores do que a parcela da Restinga, porém, florestas de Terras Baixas não perturbadas também estão cada vez mais difíceis de se encontrar, também devido ações antrópicas de desmatamento, caça, ocupação etc. As áreas submontanas e montanas são de mais difícil acesso, porém, não totalmente ausentes das ações de caçadores e “palmiteiros” (extratores ilegais de palmito *Euterpe edulis* (Mart.)). As áreas submontanas respondem, em média por 15% e as áreas montanas por 19%.

A conservação da Mata Atlântica não se trata apenas de luta para preservação de fauna e flora por estética ou bem estar. Essa luta objetiva manutenção das condições de vida (todas) nesse planeta, pois o aquecimento global, aumento das temperaturas médias e outras conseqüências desastrosas estão acontecendo cada dia mais rapidamente. Se não conseguimos controlar as emissões de gases de efeito estufa por queima de combustíveis fósseis ou processos industriais, que possamos reduzir esses gastos pelo menos através da redução dos desmatamentos, que são grandes geradores de estoques de madeiras mortas. Através desse estudo podemos ter uma idéia dos valores de carbono que estaremos incrementando contribuindo com a entrada para o estoque de madeira morta. Apesar da Mata Atlântica possuir um estoque de biomassa viva e biomassa morta como algumas áreas da Amazônia, está mais sujeita ao desmatamento e distúrbios por estar na região mais populosa no Brasil. Devemos considerar o aumento da temperatura global, o qual tende a continuar crescendo, períodos chuvosos cada vez maiores e eventos de destruição como desmoronamentos e alagamentos como um conjunto de fatores que, aliados a um maior estoque de carbono pronto para ser jogado a atmosfera, podem ter efeitos devastadores.

Conclusões

O estoque de madeira morta varia de ano em ano, como pudemos ver pelos valores de estoque entre 2008 e 2009 e a biomassa de madeira morta apresentou tendência de aumento ao longo do gradiente altitudinal

O compartimento que apresentou maior contribuição para o estoque total de madeira morta foi o compartimento de madeira morta caída. Ao compararmos nossos valores com os obtidos por trabalhos realizados em demais florestas tropicais chuvosas, nossos estoques são considerados pequenos.

Considerando as subdivisões do estoque de madeira morta caída de acordo com classes de tamanho, as madeiras grandes (com diâmetro maior que 10 cm) respondem por 70% do estoque total desse compartimento. As madeiras mortas médias e pequenas respondem por cerca de 15% cada do estoque total. Comparando as contribuições das classes médias e pequenas com outros trabalhos realizados na Amazônia, essas classes tiveram maior estoque nesse presente estudo.

Os fatores que contribuem para um aumento ou diminuição do estoque de madeira morta entre florestas distintas ou áreas distintas de uma mesma floresta (como nosso caso) seriam: biomassa, mortalidade e decomposição. Os efeitos climáticos têm grande influência nos processos de decompositores. Podemos destacar a importância da temperatura e umidade dentre os outros fatores, pois são determinantes para ativação ou inibição dos organismos decompositores.

Alguns compartimentos, apesar de não terem tido muita representatividade no estoque total de madeira morta, devem ser melhor estudados e avaliados. São eles os palmitos *Euterpe edulis* (Mart.) e *Chyatea* sp. que possuem grande ocorrência na FOD Atlântica.

A biomassa morta respondeu, em média, por 18% da biomassa total acima do solo, sendo portanto para essas florestas um importante compartimento de transição de nutrientes entre a vegetação e o solo, além de um importante reservatório de biomassa e carbono. Como a saída de carbono deste componente é altamente dependente da umidade e da temperatura, este pode ser um compartimento particularmente sensível às mudanças previstas para o clima e, portanto deve ser melhor avaliado em estudos futuros.

Anexos 1

Resultados regressão múltipla

A-Estoque madeira morta 2008

Regression Summary for Dependent Variable: Estoque 2008 (Tabela Estoque 2008) R ² = .95658361 F(11,2)=4.0060						
	Beta	Std.Err.	B	Std.Err.	t(2)	p-level
Intercept			-388.76	799.88	-0.486024	0.674987
T.min	1.87844	8.797589	8.71	40.77	0.213518	0.850712
T.máx	2.27724	5.390000	11.31	26.77	0.422494	0.713753
Rochosidade	-0.43990	1.652363	-0.24	0.89	-0.266227	0.814999
Altitude media	2.57286	4.744547	0.08	0.15	0.542277	0.641971
Amplitude altitude	-1.01547	1.780145	-0.90	1.58	-0.570444	0.625921
Biomassa viva	1.39357	0.394869	0.24	0.07	3.529190	0.071754
Teor de argila	-0.23311	5.568056	-0.38	9.17	-0.041866	0.970409

B- Estoque madeira morta 2009

Regression Summary for Dependent Variable: Estoque 2009 R ² = .91901442 F(11,2)=2.0633						
	Beta	Std.Err.	B	Std.Err.	t(2)	p-level
Intercept			186.5401	896.86	0.207992	0.854493
T.min	-4.01941	12.01547	-15.2933	45.72	-0.334519	0.769811
T.máx	0.48715	7.36149	1.9865	30.02	0.066175	0.953258
Rochosidade (%/transecto)	-0.95184	2.25674	-0.4210	1.00	-0.421775	0.714200
Altitude media	-2.26080	6.47995	-0.0579	0.17	-0.348891	0.760478
Amplitude altitude	-0.61040	2.43127	-0.4437	1.77	-0.251061	0.825206
Biomassa viva	0.36847	0.53930	0.0518	0.08	0.683237	0.564986
Teor de argila (%)	1.16809	7.60467	1.5800	10.29	0.153602	0.892022

Referências Bibliográficas

- AB'SABER, A.N. 2003. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 159p.
- AERTS, R. 1997. **Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystem: a triangular relationship**. *Oikos*. 79: 439-449.
- AIBA, S., KITAYAMA, K., 1999. **Structure, composition and species diversity in an altitude-substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo**. *Plant Ecology* 140: 139–157.
- ALVAREZ-CLARE S. 2005. **Biomechanical properties of tropical tree seedlings as a functional correlate of shade tolerance**. Tese de mestrado University of Florida, Gainesville, FL, USA.
- ALVES, L.F. *et al.* 2010. **Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest Brazil**. *Forest Ecology Management* 10.1016/j.foreco.2010.05.023.
- ASNER, G.P., HUGHES, R.F., VARGA, T.A., KNAPP, D.E., KENNEDY-BOWDOIN, T. 2009. **Environmental and biotic controls over aboveground biomass throughout a tropical rain forest**. *Ecosystems* 12: 261–278.
- AYRES, M., JR. AYRES, M., AYRES, D.L., SANTOS, A.A.S. 2007. *Biostat 5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas*. Belém Pará.
- BAKER, T.R., PHILLIPS, O.L., MALHI, Y., ALMEIDA, S., ARROYO, L., DI FIORE, A., ERWIN, T.,
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., PATINO, S., PITMAN, N.C.A., SILVA, M., VASQUEZ-MARTINEZ, R. 2004. **Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass**. *Global Change Biology* 10, 545–562.
- BEGON, M., TOWNSEND C.R., HARPER, J.L. 2006. **Ecology: from individuals to ecosystems**. Malden, MA: Blackwell 738p.
- BERNHARD-REVERSAT, F., C. HUTTEL, AND G. LEMÉE. 1978. **Structure and functioning of evergreen rain forest ecosystems of the Ivory Coast**. *Tropical Forest Ecosystems*. 557-574 UNESCO, Paris.
- BONAN, G.B. 2008. **Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests**. *Science* 320, 1444–1449.
- BRADY, N.C. 1989. **O solo em perspectiva**. In: *Natureza e propriedades do solo*. Trad. Figueiredo Filho, 7 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos. Cap. 1, p.3-39.

- BROWN, I.F., MARTINELLI, L.A., THOMAS, W.W., MOREIRA, M.Z., FERREIRA, C.A.C., VICTORIA, R.A. 1995. **Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia, Brazil.** Forest Ecology and Management. 75: 175–189.
- BROWN, J. H. 1983. **Biogeography.** C. V. Mosby, St.Louis, Missouri.
- BROWN, J.K. 1974. **Handbook for inventorying downed woody material.** USDA Forest Service, Ogden, Utah, 1-24.
- BROWN,S., LUGO,A.E., 1992. **Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon,** Interciência 17: 8-18.
- BRUIJNZEEL, L.A., VENEKLAAS, E.J., 1998. **Climatic conditions and tropical Montane forest productivity: the fog has not lifted yet.** Ecology 79, 3–9.
- CEAGRO Centro Integrado de informações meteorológicas site web: http://www.ciiagro.sp.gov.br/def_0.html Acesso em 20 de abril de 2010.
- CHAMBERS, J.Q., HIGUCHI, N., SCHIMEL, J., FERREIRA, L.V., MELACK, J.M. 2000. **Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of central Amazon.** Oecologia 122:380–388
- CHAMBERS, J.Q., HIGUCHI, N., TRIBUZY, E.S., TRUMBORE, S.E. 2001. **Carbon sink for a century.** Nature 410:429
- CHAMBERS, J.Q., SANTOS, J., RIBEIRO, R.J., HIGUCHI, N. 2001. **Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest.** Forest Ecology and Management 152:73–84
- CHAO, K.J., PHILLIPS, O.L., BAKER, T.R. 2008. **Wood density and stocks of coarse woody debris in a northwestern Amazonian landscape.** Canadian Journal Forest Restoration. 38: 795-805.
- CHAO, K.J., PHILLIPS, O.L., BAKER, T.R., PEACOCK, J., LOPEZ-GONZALEZ, G., VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R., MONTEAGUDO, A., TORRES-LEZAMA, A. 2009. **After trees die: quantities and determinants of necromass across Amazonia.** Biogeosciences 6: 1615-1626.
- CHAPIN III, F.S., MATSON, P.A., MOONEY, H.A. 2002. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology.** Springer, New York.
- CHAVE, J., CONDIT, R., MULLER-LANDAU, H.C., *et al.*, 2008. **Assessing evidence for pervasive alteration in tropical tree communities.** Plos Biol. 6: 1–8.
- CHAVE, J., MULLER-LANDAU, H.C., BAKER, T.R., EASEDALE, T.A., TER STEEGE, H., WEBB, C.O. 2006. **Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species.** Ecological Applications 16: 2356–2367.

- CLARK, D.A. 2002. **Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data.** Ecological Application. 12, 3–7.
- CLARK, D.A., BROWN, S., KICKLIGHTER, D.W., CHAMBERS, J.Q., THOMLINSON, J.R., NI, J., HOLLAND, E.A. 2001. **Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data.** Ecology 11, 371–384.
- CLARK, D.B., CASTRO, C.S., ALVARADO, L.D.A., READ, J.M. 2004. **Quantifying mortality of tropical rain forest trees using high-spatial-resolution satellite data.** Ecology Letters 7: 52–59.
- CLARK, D.B., CLARK, D.A., BROWN, S., OBERBAUER, S.F., VELDKAMP, E. 2002. **Stocks and flows of coarse woody debris across a tropical rain forest nutrient and topography gradient.** Forest Ecology and Management. 164:237–248
- CLARK, D.A., BROWN, S., KICKLIGHTER, D.W., CHAMBERS, J.Q., THOMLINSON, J.R., NI, J., HOLLAND, E.A. 2001. **Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data.** Ecological Applications, 11:371–384
- CLARK, D.B., CLARK, D.A. 2000. **Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest.** Forest Ecology and Management 137, 185–198.
- CORNELIUS, J. 1994. **Heritabilities and additive genetic coefficients of variation in forest trees.** Canadian Journal of Forest Research 24:372–379.
- DE VRIES, P.G. 1986. **Sampling theory for forest inventory. A teach-yourself course.** Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Wageningen, 399 pp.
- DELANEY, M., BROWN, S., LUGO, A. E., TORRES-LEZAMA, A., AND QUINTERO, N. B. 1998 **The quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of Venezuela.** Biotropica, 30, 2–11.
- DEWALT, S.J., CHAVE, J. 2004. **Structure and biomass of four lowland Neotropical forests.** Biotropica 36, 7–19.
- DIXON, R. K., BROWN, S., HOUGHTON, R.A., SOLOMON, A.M., TREXLER M. C., WISNIEWSKI, J. 1994. **Carbon pools and flux of global forest ecosystems.** Science 263:185–190.
- DOMINGOS, M., KLUMPP, A. & KLUMPP, G. 1998. **Air pollution impact on the Atlantic forest the Cubatão region, SP, Brazil.** Ciência e Cultura 50:230–236.
- Dunisch, O., Morais, R.R. 2002 **Regulation of xylem sap flow in an evergreen, a semi-deciduous, and a deciduous Meliaceae species from the Amazon.** Trees 16:404–416

- EDWARDS, P.J., GRUBB, P.J. 1977. **Studies of mineral cycling in mountain rainforest in New Guinea, I. The distribution of organic matter in the vegetation and soil.** *Journal of Ecology*, 65: 943-969.
- EHLERINGER, J.R., BUCHMANN, N., FLANAGAN, L.B. 2000. **Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes.** *Ecological Application* 10: 412-422.
- FAO 2006. **Global Forest Resource Assessment 2005.** Food and Agriculture Organization, Rome.
- FAO, 2000. **Global Forest Resources Assessment.** United Nations Food and Agriculture Organization, Rome.
- FEARNSIDE, P.M. 2002. **Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira.** *Estudos avançados* 16 (44)
- forest biomass.** *Global Change Biology* 10: 545-562.
- FUJIMOTO, T., KITA, K., UCHIYAMA, K., KUROMARU, M., AKUTSU, H. & ODA, K. 2006. **Age trends in the genetic parameters of wood density and the relationship with growth rates in hybrid larch (*Larix gmelinii* var. *japonica* L. kaempferi).** *J For Res-Jpn* 11:157-163
- GALE, N. 2000. **The aftermath of tree death: coarse woody debris and the topography in four tropical rain forests.** *Can. J. For. Res.*, 30, 1489-1493.
- GENTRY, A.H. 1990. **Four neotropical rainforests.** Yale University Press. New Haven and London. Proceedings of a symposium, organized as part of the Association for Tropical Biology program at the 1987 meeting of the American Institute of Biological Sciences.
- GERWING, J. J. 2002. **Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon.** *Forest Ecology and Management* 157, 131-141.
- GERWING, J.J., 2002. **Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon.** *Forest Ecology and Management* 157, 131-141.
- GHOLZ, H.L., D.A. WEDIN, S.M. SMITHERMAN, M.E. HARMON, AND W.J. PARTON. 2000. **Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: Toward a global model of decomposition.** *Global Change Biology* 6:751-765.
- GOEBEL, P.C., HIX, D.M. 1996. **Development of mixed-oak forests in south eastern Ohio: a comparison of second-growth and old-growth forests.** *Forest Ecology and Management* 84: 1-21.
- GOLLEY, F.B. 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida.** Editora da Universidade de São Paulo.
- GOLLEY, F.B., <CGINNIS, J.T., CLEMENTS, R.G., CHILD, G.I., DUEVER, M.J. 1969. **The structure of tropical forests in Panama and Colombia.** *Bioscience* 19: 693-696.

- GRATTAPAGLIA, D., F. L. G. BERTOLUCCI, R. PENCHEL, AND R. R SEDEROFF. 1996. **Genetic mapping of quantitative trait loci controlling growth and wood quality traits in *Eucalyptus grandis* using a maternal half-sib family and RAPD markers.** *Genetics* 144:1205–1214.
- GROVE, S.J. 2001. **Extent and composition of dead wood in Australian lowland tropical rainforest with different management histories.** *Forest Ecology and Management*. 154: 35–53.
- GRUBB, P.J. 1977. **Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition.** *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 8,83–107.
- GULLISON, R.E., FRUMHOFF P.C., CANADELL J.G. *et al.* 2007. **Tropical forests and climate policy.** *Science* 316, 985–986.
- HACKE, U. G., SPERRY, J. S., POCKMAN, W.T., DAVIS, S.D., MCCULLOH, K. 2001. **Trends in wood density and structure are linked to xylem implosion by negative pressure.** *Oecologia* 126: 457–461.
- HARMON, M., SEXTON, J., CALDWELL, B.A., CARPENTER, S.E. 1994. **Fungal sporocarp mediated losses of Ca, Fe, K, Mg, Mn, N, P, and Zn from conifer logs in the early stages of decomposition.** *Canadian Journal of Forest Research*. 24:1883-93.
- HARMON, M.E., CHEN, H. 1991. **Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems: Comparing a deciduous forest in China and a conifer forest in Oregon.** *BioScience* 41: 604-610.
- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY, S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N.H., CLINE, S.P., AUMEN, N.G., SEDELL, J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK K.JR., CUMMINS, K.W. 1986. **Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems.** *Advances in Ecological Research* 15:133-302.
- HARMON, M.E., WHIGHAM, D.F., SEXTON, J., OLMSTED, I. 1995. **Decomposition and mass of woody detritus in the dry tropical forests of the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico.** *Biotropica* 27:305–316
- HENDERSON, A., GALEANO, G., BERNAL, B. 1995. **Field guide to the Palms of the Americas.** Princeton University Press, New Jersey.
- HIJMANS 2005. DIVA-GIS 5.2
- HOUGHTON, R. A., D. SKOLE, C. A. NOBRE, J. HACKLER, K. LAWRENCE, W. CHOMENTOWSKI. 2000. **Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon.** *Nature* 403:301-304.

- HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1986. **Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation.** In: M. Soulé (ed.) Conservation Biology: the science of scarcity and diversity. pp. 205-231. Sunderland, Massachusetts.
- HUBBELL, S.P., FOSTER, R.B., O'BRIEN, S.T., HARMS, K.E., CONDIT, R., WECHSLER, B., WRIGHT, S.J., LAO, S.L., 1999. **Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest.** Science 283, 554–557.
- HULTINE, K.R., KOEPKE, D.F., POCKMAN, W.T., FRAVOLINI, A., SPERRY, J.S. & WILLIAMS, D.G. 2005. **Influence of soil texture on hydraulic properties and water relations of a dominant warm-desert phreatophyte.** Tree Physiol 26:313-323
- IBAMA, 2008. <http://www.ibama.gov.br/>
- IBGE.: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Site web : <http://www.ibge.gov.br/home/> Acesso em 20 de abril de 2010.
- INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Projeto Eventos meteorológicos extremos na Serra do Mar. Links acessados Clima: http://clima1.cptec.inpe.br/~rclima1/monitoramento_brasil.shtml PCDs: <http://satelite.cptec.inpe.br/PCD/> Banco de Dados - Banco de Dados Climatológicos: <http://bancodedados.cptec.inpe.br/>
- IPCC Intergovernmental panel on climate change, WMO, UNEP 2007. **The physical science basis, summary for policymakers.** IPCCWGI Fourth Assessment
- INSTITUTO FLORESTAL(IF). Unidades de Conservação do Estado de São Paulo. 2010. Disponível em: http://www.iflorestal.sp.gov.br/unidades_conservacao/index.asp. Acesso em 01 de maio de 2010
- JOLY, C.A. & MARTINELLI, L.A. 2006. **1º Relatório do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional.**
- JOLY, C.A., MARTINELLI, L.A., ALVES, L.F., VIEIRA, S.A., TAMASHIRO, J.Y., AIDAR, M.P.M., CAMARGO, P.B., ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C. 2008. **As Parcelas Permanentes do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional: Composição Florística, Estrutura e Funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo, Brasil.** RedeMAP: Rede de Parcelas Permanentes dos Biomas Mata Atlântica e Pampa & Funpar, Curitiba.
- KAUFFMAN, J.B., UHL, C. 1990. **Deforestation, Fire Susceptibility, and Potential Tree**
- KAUFFMAN, J.B., UHL, C., CUMMINGS, D.H. 1988. **Fire in the Venezuelan Amazon 1: Fuel biomass and fire chemistry in the evergreen rainforest of Venezuela.** Oikos 53, 167-175.

- KELLER, M., CLARK, D.A., CLARK,D.B., WEITZ,A.M., VELDKAMP,E. 1996. **If a tree falls in the forest.** Science 273:201.
- KELLER, M., PALLACE, M., HURTT, G. 2001. **Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: examination of sampling and allometric uncertainties.** Forest Ecology Management 154, 371–382.
- KELLER,M., PALACE,M., ASNER,G.P., PEREIRA,R., SILVA,J.N. 2004. **Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon.** Global Change Biology 10, 784–795.
- KILLEEN, T.J., LAURANCE, S.G., LAURANCE, W.F., LEWIS, S.L., LLOYD, J., KINDERMANN, J., WURTH,G., KOHLMAIER,G.H. 1996. **Interannual variation of carbon exchange fluxes in terrestrial ecosystems.** Global Biogeochemical Cycles 10:737–755.
- KING, D.A., DAVIS, S.J., SUPARDI, M.N.N. & TAN, S. 2005.**Tree growth is related to light interception and wood density in two mixed dipterocarp forests of Malaysia.** Funct Ecol 19:445-453
- KIRA, T. 1978. **Community architecture and organic matter dynamics in tropical lowland rain forests of Southeast Asia with special reference to Pasoh Forest, West Malaysia.** Tropical Trees as Living Systems. P.B. Tomlinson and M.H. Zimmerman, editors. Cambridge: Cambridge University Press. 561-590.
- KITAYMA,K., AIBA,S. 2002. **Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo.** Journal of Ecology 90, 37–51.
- KLINGE, H. 1973. **Biomassa y materia orgánica del suelo in el ecosistema de la pluviselva centro-amazonica.** Acta Cientifica Venezolana 24: 174-181.
- KÖRNER, C. 2004. **Through enhanced tree dynamics carbon dioxideenrichment may cause tropical forests to lose carbon.** Phil TransR Soc London B. DOI 10.1098/rstb.2003.1429
- KOUBAA, A., S. Y. ZHANG, N. ISABEL, J. BEAULIEU, AND J. BOUSQUET. 2000. **Phenotypic correlations between juvenile mature wood density and growth in black spruce.** Wood Fiber Science 32:61–71.
- LAURANCE,W.F. 1997. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.** The University of Chigago Press.
- LAWTON, R. O. 1984. **Ecological constraints on wood density in a tropical montane rain-forest.** American Journal of Botany 71: 261–267.
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. 1998. **Numerical Ecology.** Elsevier, Amsterdam.
- LEITÃO FILHO, H.F. 1987. **Ecologia da Mata Atlântica de Cubatão.** Editora da Universidade Estadual Paulista e Editora da Universidade Estadual de Campinas.

- LEUSCHNER, C., MOSER, G., BERTSCH, C., RODERSTEIN, M., HERTEL, D. 2007. **Large altitudinal**
- LEWIS, S.L., LOPEZ-GONZALEZ G., SONKE B. *et al.* 2009. **Increasing carbon storage in intact African tropical forests.** *Nature* 457: 1003–1006.
- LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R., HARTSHORN, G.S. 1996. **Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica.** *Journal of Ecology* 84: 137–152.
- LU, D. *et al.* 2006. **The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation.** *International Journal of Remote Sensing*, 27: 1297–1328
- MALHI, Y., ARAGAO L.E., GALBRAITH D. *et al.* 2009. **Special Feature: exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest.** *Proc Natl Acad Sci USA* 106, 20610–20615.
- MALHI, Y., MEIR, P., BROWN, S. 2002. **Forests, carbon and global climate.** *Phil Trans R Soc A* 360:1567–1591
- MARTINELLI, L.A., MORAES, J.M., GROPPA, J.D., SALEMI, L.F., TREVISAN, R. 2008. Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio em três microbacias com diferentes usos do solo (Floresta Ombrófila Densa Montana, Pasto e Eucaliptus) no litoral norte do Estado de São Paulo. In: C.A. Joly & L.A. Martinelli (eds.). pp302P307. **3º Relatório do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional.**
- MARTINS, S.C., PICCOLO, M.C., CAMARGO, P.B., VIEIRA, S.A., ALVES, L.F., JOLY, C.A., CARMO, J.B., MARTINELLI, L.A., IN REVIEW. **Nutrient, carbon and clay contents of soils throughout an altitudinal gradient in the coastal Atlantic Forest of southeast Brazil (Ubatuba, SP).** *Geoderma*.
- MARTIUS, C., BANDEIRA, A.G., 1988. **Wood litter stocks in tropical moist forest in central Amazonia.** *Ecotropica*. 4: 115–118.
- MELILLO, J.M., MCGUIRE, A.D., KICKLIGHTER, D.W., MOORE, B., VOROSMARTY, C.J., SCHLOSS, A.L. 1993. **Global climate change and terrestrial net primary production.** *Nature* 363, 234 – 240.
- METZ, B., DAVIDSON O.R., BOSCH P.R., DAVE R., MEYER L.A., 2007. **Climate change 2007 – mitigation of climate change: working group III contribution to the fourth assessment report of the IPCC.** Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- MONTEAGUDO, A., NEILL, D.A., PATINO, S., PITMAN, N.C.A., SILVA, N.M., MARTINEZ,
- MORAES, R.M., DELITTI, W.B.C. & STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. 1999. **Litterfall and nutrient return in two Brazilian tropical forests.** *Rev Bras Bot* 22:9–16.
- MORELLATO, L.P., HADDAD, C.F.B. 2000. **Introduction: The Brazilian Atlantic Forest.** *Biotropica* 32, 786–792.

- MORELLATO, L.P., HADDAD, C.F.B. 2000. **Introduction: The Brazilian Atlantic Forest**. Biotropica 32, 786–792.
- MOSER, G., HERTEL, D., LEUSCHNER, C. 2007. **Altitudinal change in LAI and stand leaf biomass in tropical montane forests: a transect study in Ecuador and a pantropical meta-analysis**. Ecosystems 10, 924–935.
- MULLER-LANDAU, H. C. 2004. **Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees**. Biotropica 36: 20–32.
- NASCIMENTO, H.E.M., LAURANCE, W.F. 2002. **Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study**. Forest Ecology and Management 168, 311–321.
- NEGRELLE, R.R.B. 2002. **The Atlantic forest in the Volta Velha Reserve: a tropical rain forest site outside the tropics**. Biodiversity Conservation 11, 887–917.
- NETO, E.R.S. 2008. **Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica**. Tese de mestrado.
- NIKLAS, K.J. 1993. **The scaling of plant height: a comparison among major plant clades and anatomical grades**. Ann. Bot. Lond. 72, 165–172.
- NOGUEIRA, E.M., FEARNside, P.M., NELSON, B.W. **Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests**. Forest Ecology and Management 258, 990–996.
- OLIVEIRA, L.R.R. 2007. **Deposição atmosférica de elementos-chave, através de chuva, em floresta ombrófila densa no parque estadual da serra do mar**. Tese de mestrado.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., FONTES, M.A.L. 2000. **Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate**. Biotropica 32, 793–810.
- OLIVEIRAPILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. **Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil, and the influence of Climate**. Biotropica 32:793–810.
- OLSON, J.S. 1963. **Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems**. Ecology, 44: 322–331.
- ORIAN, G.H. 1996. **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Editors P.C.M.
- Padgurschi, M.C.G. 2010. **Composição e estrutura arbórea de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Montana com Taquaras na Mata Atlântica**. Tese de mestrado.

- PALACE, M., KELLER, M., ASNER, G.P., JOSE NATALINO M. SILVA, J.N.M AND PASSOS, C. 2007. **Necromass in Undisturbed and Logged Forests in the Brazilian Amazon.** Forest Ecology and Management.
- PALACE,M. 2006. **Tropical forest structure: Ground measurements of coarse necromass and satellite observations of crown geometry.** Tese de doutorado.
- PALACE,M., KELLER,M., SILVA, H. 2008. **Necromass production: studies in undisturbed and logged Amazon forests.** Ecological Application 18, 873–884.
- PEREIRA,M.A.R. & BERALDO,A.L.2007. **Bambu de corpo e alma.** Bauru,SP:Canal6.240p.
- 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. 1998. **Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots.** Science 282:439–442.
- PHILLIPS, O.L., MALHI, Y., VINCETI, B., BAKER, T., LEWIS, S.L., HIGUCHI, N.,LAURANCE, W.F., VARGAS, P.N., MARTINEZ, R.V., LAURANCE, S., FERREIRA, L.V., STERN, M., BROWN, S., GRACE, J. 2002. **Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases.** Ecological Applications 12:576-587.
- PORPORATO, A., LAIO, F., RIDOLFI, L., RODRIGUEZ-ITURBE, I. 2001. **Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress. III.** Vegetation water stress. Adv Water Resour 24:725–744
- Potter, C.S., Randerson, J., Field, C., Matson, P. Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Klooster, S. 1993. **Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data.** Global Biogeochem Cycles 7:811–841
- PRESTON, K. A., CORNWELL, W. K., DENOYER,J. 2006. **Wood density and vessel traits as distinct correlates of ecological strategy in 51 California coast range angiosperms.** New Phytologist 170: 807–818.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- R.V. 2004. **Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian**
- RAICH, J.W., RUSSELL, A.E., VITOUSEK, P.M. 1997. **Primary productivity and ecosystem development along an elevational gradient on Mauna Loa, Hawaii.** Ecology 78: 707–721.

- RAICH, J.W., RUSSELL, A.E., KITAYAMA, K., PARTON, W.J., VITOUSEK, P.M. 2006. **Temperature influences carbon accumulation in moist tropical forests.** Ecology 87, 76–87.
- RAVEN, P.H. 1996. **Introdução à Botânica. A Célula Vegetal.** Editora Guanabara Koogan.
- REICHLE, D.E. 1981. **Dynamic properties of forest ecosystems.** Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge, Tennessee, US.
- Responses to Fire in the Eastern Amazon.** Ecology, 71(2) 437-449.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M. 2009. **The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** Biological Conservation 142, 1141–1153.
- RICE, A.H., PYLE, E.H., SALESKA, S.R., HUTYRA, L., CAMARGO, P.B., PORTILHO, K., MARQUES, D.F., PALACE, M., KELLER, M., WOFSY, S.C., 2004. **Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest.** Ecological Applications 14:55-71.
- RICE, A.H., PYLE, E.H., SALESKA, S.R., HUTYRA, L.R., PALACE, M., KELLER, M., CAMARGO, P.B., PORTILHO, K., MARQUES, D., WOFSY, S.C. 2004. **Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest.** Ecology Application 14, S55–S71.
- Ricklefs, R.E. 2003. **A Economia da Natureza. Quinta Edição.** Guanabara Koogan, 503 pag.
- RIÉRA, B., YAMAKURA, T. 2005. **Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests.** Oecologia 145, 87–99.
- RIJKERS, T., PONS, T.L., BONGERS, F. 2000. **The effect of tree height and light availability on photosynthetic leaf traits of four neotropical species differing in shade tolerance.** Functional Ecology 14:77–86
- RINGVALL, A., STAHL, G. 1999. **Field aspects of line intersect sampling for assessing coarse woody debris.** Forest Ecology and Management. 119: 163-170.
- SANTIAGO, L. S., G. GOLDSTEIN, F.C. MEINZER, J.B. FISHER, K. MACHADO, D. WOODRUFF, AND T. JONES. 2004. Leaf photosynthetic traits scale with hydraulic conductivity and wood density in Panamanian forest canopy trees. Oecologia 140: 543–550.
- SEASTEDT, T.R. 1984. **The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes.** Annual Review of Entomology. Palo alto, 29: 25-46
- SETZER, J. 1966. **Atlas climatológico do estado de São Paulo.** Comissão Interestadual da Bacia do Paraná Paraguai. CESP, São Paulo.

- SILVER, W.L., J. NEFF, E. VELDKAMP, M. MCGRODDY, M. KELLER, COSME, R. 2000. **The effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem.** *Ecosystems* 3: 193-209.
- SINGER, S.F. 1989. **Global climate changes: human and natural influences.** Paragon House. New York.
- SOUSA NETO, E.R. 2008. **Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica.** Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo, Brazil.
- SPIES, T.A. 1998. **Forest Structure: A key to the ecosystem.** *Northwest Science*, 72: 34-39
- SPIES, T.A., CLINE, S.P. 1988. **Coarse wood debris in manipulated and unmanipulated coastal Oregon forests** In C. Maser, R.F. Tarrant, J.M. Trappe, and J.F. Franklin tech eds *From the Forest to the Sea: A Story of Fallen Trees*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-229, Pacific North west Research Station.
- SPIES, T.A., FRANKLIN, J.F., THOMAS, T.B. 1988. **Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington.** *Ecology* 69: 1689-1702.
- STATISTICA data analysis software system, version 7. www.statsoft.com.
- STEPHENS, B.B., GURNEY K.R., TANS P.P. *et al.* 2007. **Weak northern and strong tropical land carbon uptake from vertical profiles of atmospheric CO₂.** *Science* 316, 1732–1735.
- STERCK FJ, BONGERS F. 1998. **Ontogenetic changes in size, allometry, and mechanical design of tropical rain forest trees.** *American Journal of Botany* 85: 266-272.
- STERCK, F.J., BONGERS, F. & NEWBERY, D.M. 2001. **Tree architecture in a Bornean lowland rain forest: intraspecific and interspecific patterns.** *Plant Ecology* 153:279-292.
- STRASSBURG, B.B.N., KELLY, A., BALMFORD, A., DAVIES, R.G., GIBBS, H.K. *et al.* 2010. **Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems** *Conservation Letters*. 1–8
- SWENSON, N.G. & ENQUIST, B.J. 2007. **Ecological and evolutionary determinants of a key plant functional trait: wood density and its community wide variation across latitude and elevation.** *American Journal of Botany* 94:451-459.
- SWIFT, M.J., HEAL, O.W., ANDERSON, J.M. 1979. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems.** University of California Press, Berkeley.
- SWIFT, M.J. 1979. **Decomposition in terrestrial ecosystems. Studies in ecology, vol. 5.** Blackwell Scientific publications. Oxford London Edinburgh Melbourne.
- TAKYU, M., AIBA, S., KITAYAMA, K. 2002. **Effects of topography on tropical lower montane forests under different geological conditions on Mount Kinabalu, Borneo.** *Plant Ecology* 159: 35–49.

- TANNER, E.V.J., VITOUSEK, P.M., CUEVAS, E. 1998. **Experimental investigations of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains.** Ecology 79, 10–22.
- TER STEEGE, H., HAMMOND, D. S. 2001. **Character convergence, diversity, and disturbance in tropical rain forest in Guyana.** Ecology 82: 3197–3212.
- TIAN, H., MELILLO, J.M., KICKLIGHTER, D.W., MCGUIRE, A.D., HELFRICH, J.V.K.I., MOORE B.III, VOROSMARTY, C.J. 1998. **Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems.** Nature 396:664–667.
- UHL, C., BUSCHBACHER, R., SERRÃO, E.A.S. 1988. **Abandoned pastures in eastern Amazonia.** Journal of Ecology 76: 663-681.
- UHL, C., KAUFFMAN, J.B. 1990. **Deforestation, Fire Susceptibility, and Potential Tree Responses to Fire in the Eastern Amazon.** Ecology, 71: 437-449.
- VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R., LIMA, J.C.A. 1991. **Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal.** IBGE, Brasília, Brazil.
- VENKATESWARAN, R. & PARTHASARATHY, N. 2005. **Tree population changes in a tropical dry evergreen forest of south India over a decade (1992-2002).** Biodiversity Conservation 14:1335-1344.
- 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., MATTOS, E.A., METZKER, T., PHILLIPS, O.L., SANTOS, F.A.M., SHIMABUKURO, M.T., SILVEIRA, M., TRUMBORE, S.E. 2008. **Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest.** Biotaneotropica 8, <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/fullpaper?bn00108022008+en.doi:10.1590/S1676-06032008000200001>.
- VIEIRA, S.A., CAMARGO, P.B., SELHORST, D., SILVA, R., HUTYRA, L., CHAMBERS, J.Q., BROWN, I.F., HIGUCHI, N., SANTOS, J., WOFSEY, S.C., TRUMBORE, S.E., MARTINELLI, L.A., 2004. **Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests.** Oecologia 140, 468–479.
- VILLELA, D.M., NASCIMENTO, M.T., ARAGÃO, L.E.O.C. & GAMA, D.M. 2006. **Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest.** J Biogeography 33:506-516.
- VITOUSEK, P.M., DENSLOW, J.S., 1986. **Nitrogen and Phosphorus Availability in Treefall Gaps of a Lowland Tropical Rainforest.** The Journal of Ecology, 74: 1167-1178.

- WAIDE, R.B., ZIMMERMAN, J.K., SCATENA, F.N, 1998. **Controls of primary productivity: lessons from the Luquillo Mountains in Puerto Rico.** Ecology 79, 31–37.
- WHITMORE, T.C. 1999. **An introduction to Tropical Rain Forests.** Oxford University Press.
- WHITMORE, T.C. 1984. **Tropical rain forest of the Far East.** Oxford, Clarendon Press.
- WIEMANN, M. C. & WILLIAMSON, G. B. 1989. **Wood specific gravity gradients in tropical dry and montane rain forest trees.** American Journal of Botany 76: 924–928.
- WIEMANN, M. C. & WILLIAMSON, G. B. 2002. **Geographic variation in wood specific gravity: effects of latitude, temperature, and precipitation.** Wood and Fiber Science 34: 96–107.
- WILCKE, W., HESS, T., BENDEL, C., HOMEIER, J., VALAREZO, C., ZECH W. 2005. **Coarse woody debris in a montane forest in Ecuador: mass, C and nutrient stock, and turnover.** Forest Ecology and Management 205: 139–147.
- WILLIAMSON, G. B. 1984. **Gradients in wood specific gravity of trees.** Bulletin Torrey Botanical Club 111: 51–55.
- WILLIAMSON, G.B., LAURENCE, W.F., OLIVEIRA, A.A., DELAMÔNICA, P., GASCON, C., LOVEJOY, T.E., POHL, L. 2000. **Amazonian tree mortality during the 1997 El Niño drought.** Conservation Biology 14:1538–1542
- WOODCOCK, D. W., AND A. D. SHIER. 2003. **Does canopy position affect wood specific gravity in temperate forest trees?** Annals of Botany 91:529–537.
- WORLDCLIM 1.3 <http://www.worldclim.org/current.htm>. Acesso em 15 março de 2010.
- ZACH, A., HORNA, V., LEUSCHNER, C., ZIMMERMANN, R. 2010. **Patterns of wood carbon dioxide efflux across a 2000-m elevation transect in an Andean moist forest.** Oecologia 162: 127–137.