



LUIS CARLOS QUIMBAYO GUZMÁN

PRODUÇÃO E ESTOQUE DE MADEIRA MORTA DE UMA FLORESTA  
OMBRÓFILA DENSA DE MATA ATLÂNTICA AO LONGO DE UM GRADIENTE  
ALTITUDINAL

CAMPINAS

2014

i





UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
Instituto de Biologia

LUIS CARLOS QUIMBAYO GUZMÁN

PRODUÇÃO E ESTOQUE DE MADEIRA MORTA DE UMA FLORESTA  
OMBRÓFILA DENSA DE MATA ATLÂNTICA AO LONGO DE UM GRADIENTE  
ALTITUDINAL

Dissertação apresentada ao Instituto de  
Biologia da Universidade Estadual de  
Campinas como parte dos requisitos  
exigidos para a obtenção do título de  
Mestre em Ecologia.

Orientadora: SIMONE APARECIDA VIEIRA

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL  
DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO  
LUIS CARLOS QUIMBAYO GUZMÁN, E ORIENTADA  
PELA PROFA. DRA. SIMONE APARECIDA VIEIRA

A handwritten signature in blue ink, reading "Simone Aparecida Vieira", is written over a horizontal line.

CAMPINAS

2014

iii

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca do Instituto de Biologia  
Mara Janaina de Oliveira - CRB 8/6972

Q41p Quimbayo Guzmán, Luis Carlos, 1985-  
Produção e estoque de madeira morta de uma floresta ombrófila densa de Mata Atlântica ao longo de um gradiente altitudinal / Luis Carlos Quimbayo Guzmán. – Campinas, SP : [s.n.], 2014.

Orientador: Simone Aparecida Vieira.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Madeira morta. 2. Mata Atlântica. 3. Restingas. 4. Gradiente altitudinal. 5. Parque Estadual da Serra do Mar (SP). 6. Estoque de carbono. I. Vieira, Simone Aparecida. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Deadwood stocks and production in an ombrophilous dense Atlantic Forest along an altitudinal gradient

**Palavras-chave em inglês:**

Dead wood

Mata Atlântica (Brazil)

Beach ridges

Altitudinal gradient

Parque Estadual da Serra do Mar (SP)

Carbon stocks

**Área de concentração:** Ecologia

**Titulação:** Mestre em Ecologia

**Banca examinadora:**

Simone Aparecida Vieira [Orientador]

Plinio Barbosa de Camargo

Niro Higuchi

**Data de defesa:** 30-07-2014

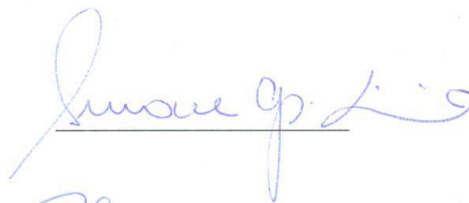
**Programa de Pós-Graduação:** Ecologia

Campinas, 30 de julho de 2014.

BANCA EXAMINADORA:

Titulares:

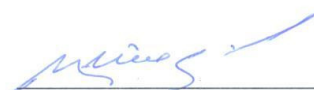
Profa. Dra. Simone Aparecida Vieira (Orientadora)

Handwritten signature in blue ink on a horizontal line.

Prof. Dr. Plinio Barbosa de Camargo

Handwritten signature in blue ink on a horizontal line.

Prof. Dr. Niro Higuchi

Handwritten signature in blue ink on a horizontal line.

Suplentes:

Prof. Dr. Flavio Antonio Maes dos Santos

A horizontal line indicating a space for a signature.

Dra. Juliana Sampaio Farinaci

A horizontal line indicating a space for a signature.



## RESUMO

A madeira morta (MM) é um importante compartimento na dinâmica do Carbono nas florestas tropicais. Neste trabalho foi quantificado o estoque e a produção de MM em áreas de Floresta Ombrófila Densa (FOD) no litoral norte do estado de São Paulo, Brasil, ao longo de um gradiente altitudinal (10 a 1.066 m), onde a temperatura média anual diminui 0,6°C a cada 100 m de altitude. Os objetivos deste trabalho foram: (1) identificar o efeito das condições ambientais no estoque e na produção de MM ao longo do gradiente e (2) verificar o efeito a longo prazo (após 25 anos) da exploração seletiva de madeira no estoque e na produção de MM. O estudo foi desenvolvido em 16 parcelas de 1 ha, distribuídas nas formações vegetais: Restinga (10 m), Terras Baixas (10-100 m), Submontana (100-500 m) e Montana (500-1.066 m). A produção e o estoque de MM caída ( $\varnothing \geq 2$  cm) foram quantificados através do método de linhas de interceptação (anos 2012 e 2013). O estoque de MM em pé foi quantificado por meio de inventário florestal considerando as árvores mortas em pé ( $DAP \geq 4,8$  cm) da base de dados do projeto BIOTA Gradiente Funcional/FAPESP (anos 2006, 2008 e 2012). A MM caída foi classificada em 5 categorias, de acordo com seu grau de decomposição e as árvores mortas em pé em 4 categorias. A produção de MM caída foi de  $4,21 \pm 0,5$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> ( $\pm$  erro padrão). Não foi encontrada relação entre produção e altitude. Não houve diferença na produção entre os períodos de maior ( $4,44 \pm 0,7$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e menor ( $3,99 \pm 0,6$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) intensidade de chuva (teste t pareado duas caudas; GL=15; t=0,53; p=0,6), nem entre locais explorados e não explorados. O tempo de residência estimado da MM caída foi de 1,5 anos para a madeira fina ( $\varnothing$  de 2 a 10 cm) e de 6 anos para a madeira grossa ( $\varnothing > 10$  cm). A taxa de decomposição estimada foi 0,67 ano<sup>-1</sup> para madeira fina e 0,18 ano<sup>-1</sup> para madeira grossa (18% da massa de MM grossa é decomposta por ano). O estoque total de MM (caída + em pé) foi  $16,4 \pm 1,3$  Mg ha<sup>-1</sup>, 81% corresponde a MM caída ( $13,3 \pm 1,2$  Mg ha<sup>-1</sup>), enquanto só 19% corresponde a MM em pé ( $3,1 \pm 0,3$  Mg ha<sup>-1</sup>). O estoque de MM caída não diferiu entre os anos 2012 ( $13,3 \pm 1,2$  Mg ha<sup>-1</sup>) e 2013 ( $13,1 \pm 1,4$  Mg ha<sup>-1</sup>) (teste t pareado duas caudas; GL=15; t=0,15; p=0,88). A MM equivale de 4% a 10% da biomassa viva acima do solo. O estoque médio de Carbono na MM foi de  $7,5 \pm 0,6$  Mg C ha<sup>-1</sup>. No ano 2013, o estoque de MM aumentou com a altitude (regressão linear; R<sup>2</sup>=0,3; p=0,02). O estoque de MM foi  $7,1 \pm 0,9$  Mg ha<sup>-1</sup> na formação Restinga; e aumentou gradativamente até  $22,1 \pm 1,4$  Mg ha<sup>-1</sup> na formação Montana, a 1.050 m de altitude, o que confirmou a hipótese de que as

condições climáticas têm influência no estoque de MM, encontrando-se mais MM nos locais mais frios e menos chuvosos. Não houve diferença no estoque de MM entre locais explorados e não explorados. Conclui-se que a relação positiva entre altitude e estoque de MM é determinada principalmente pela diminuição da temperatura do solo com a altitude.

Palavras chave: Madeira Morta, Mata Atlântica, Restinga, Gradiente Altitudinal, Parque Estadual Serra do Mar, Estoque de Carbono.



DEADWOOD STOCKS AND PRODUCTION IN AN OMBROPHILOUS DENSE  
ATLANTIC FOREST ALONG AN ALTITUDINAL GRADIENT

**ABSTRACT**

Deadwood (DW) is an important component of carbon dynamics in tropical forests. In this work, DW stocks and production were quantified along an altitudinal gradient (10 to 1066 m) in an Ombrophilous Dense Atlantic Forest. Along the gradient, the mean annual temperature decreases 0.6°C with every increase of 100 m in altitude. The objectives were: (1) to identify the effect of environmental conditions on DW stocks and production along the gradient, and (2) to verify the long term effect (after 25 years) of selective wood harvesting on DW stocks and production. The study was carried out in 16 plots (1 ha each), distributed in four vegetal formations: Restinga (10 m), Low lands (10-100 m), Submontane (100-500 m) and Montane (500-1066 m). Fallen DW stocks and production ( $\varnothing \geq 2$  cm) were quantified using line intercept sampling (years 2012 and 2013). Standing DW stocks were quantified via forest inventory, considering all standing dead trees (DBH  $\geq 4.8$  cm) from BIOTA *Gradiente Funcional*/FAPESP project database (years 2006, 2008 and 2012). Fallen DW was classified into five classes according to its decomposition state, and standing DW into four classes. Fallen DW production was  $4.21 \pm 0.5$  Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> ( $\pm$  standard error). No relationship between production and altitude was found. There was no difference in DW production between periods of high ( $4.44 \pm 0.7$  Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) and low ( $3.99 \pm 0.6$  Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) rain intensities (two tailed paired t-test; DF=15; t=0.53; p=0.6), or between harvested and pristine areas. Estimated residence time was 1.5 years for fine fallen DW ( $\varnothing$  between 2 and 10 cm) and 6 years for coarse fallen DW ( $\varnothing > 10$  cm). Estimated decay rate was 0.67 yr<sup>-1</sup> for fine and 0.18 yr<sup>-1</sup> for coarse fallen DW (18% of coarse fallen DW is decomposed per year). Total DW stocks (fallen + standing) were  $16.4 \pm 1.3$  Mg ha<sup>-1</sup>, 81% corresponds to fallen DW ( $13.3 \pm 1.2$  Mg ha<sup>-1</sup>), while only 19% corresponds to standing DW ( $3.1 \pm 0.3$  Mg ha<sup>-1</sup>). Fallen DW stocks didn't change between years 2012 ( $13.3 \pm 1.2$  Mg ha<sup>-1</sup>) and 2013 ( $13.1 \pm 1.4$  Mg ha<sup>-1</sup>) (two tailed paired t-test; DF=15; t=0.15; p=0.88). DW equals 4% to 10% of aboveground live biomass stocks. Mean carbon stocks in DW were  $7.5 \pm 0.6$  Mg C ha<sup>-1</sup>. In 2013, DW stocks increased with altitude (linear regression; R<sup>2</sup>=0.3; p=0.02). DW stocks were  $7.1 \pm 0.9$  Mg ha<sup>-1</sup> in the Restinga formation, and gradually increased to  $22.1 \pm 1.4$  Mg ha<sup>-1</sup> in the Montane formation, which confirmed the

initial hypothesis of climatic conditions influencing DW stocks, given that colder and less rainy areas presented more DW. There was no difference in DW stocks between harvested and pristine areas. It was concluded that the positive relationship between DW stocks and altitude is mainly determined by decrease in soil temperature with altitude.

Key words: Deadwood, Atlantic Tropical Rainforest, Restinga, Altitudinal Gradient, Serra do Mar State Park, Carbon Stocks.

## SUMARIO

RESUMO -----	vii
ABSTRACT -----	ix
INTRODUÇÃO -----	1
OBJETIVOS -----	2
<i>Objetivo geral:</i> -----	2
<i>Objetivo específico 1</i> -----	2
<i>Pressuposto 1.1</i> -----	2
<i>Hipótese 1.1</i> -----	2
<i>Pressuposto 1.2</i> -----	2
<i>Hipótese 1.2</i> -----	3
<i>Objetivo específico 2</i> -----	3
<i>Pressuposto 2</i> -----	3
<i>Hipótese 2</i> -----	3
REVISÃO DE LITERATURA -----	3
<i>Florestas tropicais</i> -----	3
<i>Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Mata Atlântica</i> -----	6
Formações vegetais de FOD Atlântica -----	6
<i>Madeira morta</i> -----	9
Decomposição de MM -----	13
Produção de MM -----	14
MÉTODOS -----	17
<i>Área de estudo</i> -----	17
Parque Estadual Serra do Mar -----	17
Núcleo Picinguaba -----	18
Núcleo Santa Virginia -----	19
<i>Parcelas permanentes do projeto BIOTA Gradiente Funcional</i> -----	20
<i>Coleta e análise de dados</i> -----	24
Estoque de MM -----	24
MM em pé -----	24
MM caída -----	26
Produção de MM -----	31

Taxa de decomposição -----	33
Variáveis preditoras -----	33
Biomassa viva acima do solo -----	34
Densidade da madeira -----	34
Área de clareira -----	34
Pluviosidade -----	35
Inclinação -----	35
Temperatura -----	35
Altitude -----	35
Análise estatística -----	38
RESULTADOS E DISCUSSÃO -----	40
<i>Validação do método de linhas de interceptação</i> -----	40
<i>Estoque de MM na FOD Atlântica</i> -----	42
Estoque de MM em quatro formações vegetais de FOD Atlântica: Restinga (10 m), Terras Baixas (10-100 m), Submontana (100-500 m) e Montana (500-1000 m). -----	43
Efeito a longo prazo (após 25 anos) da exploração seletiva de madeira no estoque de MM -----	49
Relação entre estoque de MM e biomassa viva acima do solo da FOD Atlântica -----	51
C estocado na MM da FOD Atlântica. -----	53
Variação interanual no estoque de MM -----	54
<i>Produção de MM na FOD Atlântica</i> -----	57
Produção de MM em quatro formações vegetais de FOD Atlântica: Restinga (10 m), Terras Baixas (10-100 m), Submontana (100-500 m) e Montana (500-1050 m). -----	58
Efeito a longo prazo (após 25 anos) da exploração seletiva de madeira na produção de MM -----	59
Relação entre produção de MM e biomassa viva acima do solo da FOD Atlântica. ----	60
Variação sazonal na produção de MM -----	60
<i>Taxa de decomposição de MM</i> -----	62
CONCLUSÃO -----	65
<i>Recomendações para futuras pesquisas</i> -----	66
REFERÊNCIAS -----	67
ANEXOS -----	79
ANEXO A. Planilha de coleta de dados de campo para MM caída. -----	79
ANEXO B. Dedução da fórmula do método de linhas de interceptação (Fonte: Marshall et al., 2000) -----	80

## **AGRADECIMIENTO**

Agradezco a mis papás, Carlos y Graciela, por todo el apoyo, la paciencia y las enseñanzas que me han brindado desde que nací.

A Nataly y a mis hijos, Gabriel y Luis Enrique, por acompañarme en la vida, eliminar la soledad y ser mi principal motivación.

Agradeço à professora Simone Vieira pela valiosa orientação e a oportunidade de continuar o caminho da academia.

A meus companheiros do grupo de pesquisa, pelo apoio em campo e pela amizade.

A meus professores do mestrado por enriquecer minha formação.

À CAPES e ao Programa de Ecologia da Unicamp pelo financiamento.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de estoque e fluxos de C em uma floresta tropical.....	4
Figura 2. Extensão da Amazônia e da Mata Atlântica conforme Lei Federal 11428/2006, Decreto 6660/2008. Fonte: IBGE (2008). .....	5
Figura 3. Perfil esquemático da FOD Atlântica. Fonte: Veloso et al. (1991). .....	8
Figura 4. Estoque de MM em florestas Amazônicas de terra firme. Triângulos roxos representam valores de estoque de MM estimados por Chao et al. (2009) a partir de um modelo que relaciona mortalidade e densidade da madeira das árvores. Círculos verdes representam medições diretas de MM publicadas na literatura. Fonte: Chao et al. (2009). .....	11
Figura 5. Relação entre estoque de MM e Biomassa viva acima do solo em florestas tropicais não perturbadas. Fonte: Palace et al. (2012). .....	12
Figura 6. a. Relação entre taxa de decomposição e tamanho de MM em florestas temperadas. Fonte: Stevens (1997). b. Relação entre taxa de decomposição por ano ( $k$ ) e temperatura média anual ( $T$ ). Os quadrados representam florestas tropicais. A relação é: $k=0,0157 e^{0,0875T}$ . Fonte: Chambers et al. (2000). .....	14
Figura 7. Localização do Parque Estadual da Serra do Mar. Fonte: Secretaria de meio ambiente de São Paulo (SMA), (2006). .....	17
Figura 8. Diagrama climático: Temperatura média e precipitação média mensal no Núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba. Fonte: Joly et al. (2012). .....	18
Figura 9. Diagrama climático: Temperatura média e precipitação média mensal no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, município de São Luiz do Paraitinga. Fonte: Joly et al. (2012). .....	19
Figura 10. Distribuição espacial das parcelas de 1 ha de FOD Atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil (Linha amarela indica limites do parque). A – parcela de Floresta de Restinga (10 m de altitude); B a E – parcelas da formação Terras Baixas (60 m de altitude); F – parcela explorada da formação Terras Baixas (100 m de altitude); G e H – Parcelas da formação Submontana (200 m de altitude); I e J – Parcelas da formação Submontana (360 m de altitude); P e Q – parcelas da formação Montana (800 e 600 m de altitude, disposição das quatro subparcelas de P no canto superior esquerdo); K a M – parcelas da formação Montana (1.050 m de altitude); N – parcela explorada da formação Montana (1.025 m de altitude). Fonte: Joly et al. (2012). .....	21

Figura 11. FOD Atlântica Montana de encosta. O círculo branco indica a localização aproximada da parcela P (800 m). As parcelas encontram-se em áreas de floresta contínua. Fonte: Souza (2013).....	23
Figura 12. a. Distribuição das linhas de interceptação para quantificar MM caída dentro das parcelas. b. Medição de uma peça de MM grossa interceptada. ....	27
Figura 13. Quantificação de peças de MM fina. a. 5-10 cm de diâmetro. b. 2-5 cm de diâmetro.....	29
Figura 14. PCA das variáveis preditoras: altitude (m), área de clareira (m <sup>2</sup> ), pluviosidade (mm), biomassa viva acima do solo (Mg ha <sup>-1</sup> ), inclinação (°), densidade da madeira (g cm <sup>-3</sup> ), e temperatura do ar e do solo (°C). Cada letra em maiúscula representa uma parcela. a. PCA visualizando todas as variáveis. b. PCA (Figura 14a) aumentada 14 vezes. c. PCA (Figura 14a) aumentada 74 vezes. d. PCA (Figura 14a) aumentada 14.000 vezes.....	36
Figura 15. Análise florística das parcelas permanentes do Projeto BIOTA Gradiente Funcional. Agrupamento de similaridade florística mediante UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean). Fonte: Joly et al. (2012). ....	39
Figura 16. Histogramas de frequência da direção (°N) das peças de MM caída. a. Estoque de MM no ano 2012 (teste Shapiro, p<0,001). b. Estoque de MM no ano 2013 (teste Shapiro, p<0,001). c. Produção de MM no período setembro 2012 a fevereiro 2013 (teste Shapiro, p=0,24). d. Produção de MM no período março 2013 a setembro 2013 (teste Shapiro, p=0,09). ....	41
Figura 17. Estoque de MM (Mg ha <sup>-1</sup> ) em diferentes formações vegetais. Os valores representam a média (n=4) ± erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, p<0,05). a. Estoque de MM caída no ano 2012 (ANOVA, F <sub>8,22</sub> =1,06; p=0,42). b. Estoque de MM caída no ano 2013, valores de estoque transformados mediante Logaritmo natural (ANOVA, F <sub>7,20</sub> =3,23; p=0,02) (*“Montana, 800m” não incluída pois não cumpriu os pressupostos mesmo após os dados serem transformados). c. Estoque de MM em pé no ano 2012, valores de estoque foram transformados mediante Logaritmo natural (ANOVA, F <sub>8,26</sub> =3,33; p=0,009). ....	45
Figura 18. Número de árvores mortas em pé em diferentes formações vegetais. Os valores representam a média (n=4) ± erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, p<0,05). a. Logaritmo natural do número de árvores mortas em pé no ano 2006 (ANOVA, F <sub>6,20</sub> =4,3; p=0,006). b. Logaritmo natural do número de árvores mortas em pé no ano 2008 (ANOVA, F <sub>6,20</sub> =4,6; p=0,004). c. Número de árvores mortas em pé no ano 2012 (ANOVA, F <sub>8,26</sub> =4,4; p=0,002).....	46
Figura 19. a. Relação entre estoque de MM caída, ano 2008, e altitude (Regressão linear, R <sup>2</sup> =0,12; p=0,29). b. Relação entre estoque de MM caída, ano 2012, e altitude (Regressão linear, R <sup>2</sup> = 0,03; p=0,54). c. Relação entre estoque de MM caída, ano 2013,	



e altitude  $y=9,2+x0,008$  (Regressão linear,  $R^2=0,34$ ;  $p=0,027$ ). d. Relação entre estoque de MM caída, ano 2013, e temperatura média anual do solo  $y=31,3-x0,96$  (Regressão linear,  $R^2=0,34$ ;  $p=0,03$ ). (Nestas análises não foram consideradas as parcelas exploradas: F, 100 m de altitude, e N, 1.025 m de altitude)..... 47

Figura 20. a. Relação entre estoque de MM em pé, ano 2012, e altitude (Regressão linear,  $R^2= 0,03$ ;  $p=0,56$ ). b. Relação entre estoque de MM em pé, ano 2012, e área de clareira (Regressão linear,  $R^2= 0,05$ ;  $p=0,50$ ). ..... 48

Figura 21. a. Relação entre estoque de MM (caída + em pé), ano 2013, e altitude  $y=12,1+x0,008$  (Regressão linear,  $R^2= 0,35$ ;  $p=0,025$ ). b. Estoque de MM (caída + em pé), ano 2013, nas diferentes formações vegetais da FOD Atlântica. Cada letra no eixo X representa uma parcela de 1 ha. Parcelas organizadas altitudinalmente. .... 48

Figura 22. Modelo teórico de mudança no volume de MM após um distúrbio. a. Após o distúrbio o volume de MM aumenta devido a o incremento na mortalidade. b. Ponto após distúrbio em que a produção de MM começa a exceder a decomposição de MM. c. Ponto após distúrbio em que produção e decomposição de MM se equilibram e o volume de MM permanece constante. Fonte: modificado de Stevens (1997)..... 51

Figura 23. Relação entre número de árvores vivas ( $DAP \geq 4,8$  cm) por ha e número de árvores mortas em pé ( $DAP \geq 4,8$  cm) por ha (Correlações de Spearman: Ano 2006,  $\rho=0,6$ ,  $p=0,04$ ; Ano 2008,  $\rho=0,3$ ,  $p=0,37$ ; Ano 2012,  $\rho=0,4$ ,  $p=0,12$ ). A palavra “snags” significa “árvores mortas em pé”. ..... 52

Figura 24. Variação interanual no estoque de MM caída. (Sem dados do ano 2008 nas parcelas I, P e Q). Cada letra no eixo X representa uma parcela de 1 ha. Parcelas organizadas altitudinalmente. Parcelas F e N sofreram exploração seletiva de madeira até 1985. .... 55

Figura 25. a. Variação interanual no número de árvores mortas em pé  $ha^{-1}$ . b. Variação interanual da área basal de árvores mortas em pé por ha, em  $m^2$ . c. Variação interanual no estoque de MM (caída e em pé) em  $Mg ha^{-1}$ . ..... 57

Figura 26. a. Produção de MM caída em diferentes formações vegetais. Os valores representam a média ( $n=4$ )  $\pm$  erro padrão (ANOVA,  $F_{8,22}=2,26$ ;  $p=0,06$ ). b. Relação entre produção de MM e altitude (Regressão linear,  $R^2=0,05$ ;  $p=0,45$ ). ..... 58

Figura 27. a. Relação entre densidade da madeira e altitude  $y=0,64-x0,00003$  (Regressão linear,  $R^2=0,59$ ;  $p=0,0008$ ). b. Relação entre produção de MM e densidade da madeira (Regressão linear,  $R^2=0,08$ ;  $p=0,16$ ). ..... 59

Figura 28. Produção de MM caída nos períodos de maior (setembro de 2012 a fevereiro de 2013) e menor (março a setembro de 2013) intensidade de chuva. Cada letra no eixo X representa uma parcela de 1 ha. Parcelas organizadas altitudinalmente. .... 61

Figura 29. a. Relação entre produção de MM caída (entre setembro de 2012 e fevereiro de 2013) e altitude (Regressão linear,  $R^2= 0,06$ ;  $p=0,36$ ). b. Relação entre produção de MM caída (entre setembro de 2012 e fevereiro de 2013) e pluviosidade anual (Regressão linear,  $R^2= 0,4$ ;  $p=0,014$ ). ..... 62

Figura 30. Relação entre taxa de decomposição de MM fina (2 a 5 cm) e altitude (Regressão linear;  $R^2= 0,15$ ;  $p=0,17$ ). Dado que a relação não é significativa, a linha apresentada é só uma linha de tendência. .... 64

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Distribuição altitudinal e coordenadas das parcelas permanentes. Fonte: Joly et al. (2012) e Scaranello (dados não publicados). ----- 22
- Tabela 2. Características da camada superficial dos solos das parcelas do projeto BIOTA Gradiente Funcional. Fonte: parcelas A a N: Alves et al. (2010) e Joly et al. (2012); parcela P: Souza (2013).----- 23
- Tabela 3. Densidade média ( $\text{g cm}^{-3}$ ) de MM grossa caída e em pé em cada grau de decomposição e de cada categoria diamétrica de MM fina (2-5 cm, 5-10 cm e bambu). Fonte: Vieira et al. (2011).----- 28
- Tabela 4. Distribuição das linhas de interceptação ao longo do gradiente altitudinal instaladas em setembro de 2012.----- 30
- Tabela 5. Variação da temperatura e a precipitação ao longo do ano. Fonte: CEPAGRI (2013) e INPE (2013).----- 32
- Tabela 6. Variáveis preditoras. Fonte: Alves et al. (2010), Sousa Neto et al. (2011), Souza (2013), Morais (dados não publicados), Caron (dados não publicados) e Scaranello (dados não publicados).----- 37
- Tabela 7. Estoque de MM caída ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) nas parcelas do projeto BIOTA Gradiente Funcional de FOD Atlântica. ----- 44
- Tabela 8. Estoque de MM e C nas diferentes categorias diamétricas de MM caída na FOD Atlântica. Anos 2012 e 2013. Todos os valores estão em unidades de  $\text{Mg C ha}^{-1}$ .53
- Tabela 8. Estoque de MM e C nas diferentes categorias diamétricas de MM caída em cada formação vegetal de FOD Atlântica. Ano 2013. Todos os valores estão em unidades de  $\text{Mg C ha}^{-1}$ . ----- 54
- Tabela 9. Precipitação mensal em mm. Dados correspondem à estação climatológica do Núcleo Picinguaba. A expressão “NA” foi usada nos meses sem data. Em laranja: meses em que foram feitos os levantamentos de estoque de MM caída. Em verde: meses (janeiro, março, abril, novembro e dezembro) que apresentaram a maior pluviosidade dos últimos sete anos. Fonte: INPE (2013)----- 56
- Tabela 10. Estoque (ano 2013), produção e taxa de decomposição (período 2012-2013) de MM caída por categoria diamétrica ( $\pm$  erro padrão,  $n=16$ ). ----- 64

## INTRODUÇÃO

As florestas tropicais têm influência no ciclo global do carbono (C) mediante processos que fixam ou emitem C. Atualmente, 67% da biomassa vegetal do planeta encontra-se nas florestas tropicais (Pan et al., 2013). A madeira morta (MM) é um componente que pode representar entre 5 e 40% do estoque total do C nestes ecossistemas (Brown, 1997). O estoque de MM (quantidade de MM presente em um determinado momento) em uma floresta é o resultado do balanço dos fluxos entre decomposição (MM que é degradada por ações bióticas e abióticas) e produção de MM (MM que entra no sistema mediante morte de árvores e quebra de galhos por unidade de tempo, e.g. anos). Compreender esses processos permite entender melhor a dinâmica do C nas florestas tropicais, pois a MM representa entre 14 e 19% do fluxo anual de C nestas (Clark et al., 2012; Palace et al., 2007; Palace et al., 2008). Assim, conhecer a dinâmica da MM é necessário para identificar o papel das florestas como fonte ou sumidouro de C no cenário atual de mudanças climáticas.

A decomposição da MM é mediada pelas condições ambientais, a comunidade de organismos decompositores e as características físico-químicas da madeira. Meentemeyer (1978) encontrou que o conteúdo de lignina e a evapotranspiração regulam as taxas de decomposição da MM. Moore et al. (1999) e Kueppers & Harte (2005) revelaram que condições ambientais locais, particularmente umidade e temperatura, controlam a taxa de decomposição da MM em florestas temperadas. Igualmente, a relação positiva entre temperatura média anual e taxa de decomposição de MM foi reportada por Chambers et al. (2000) em uma revisão de estudos feitos em vários continentes.

De outro lado, a exploração das florestas é uma fonte de perturbação que altera diretamente o ciclo do C nestes ecossistemas. A extração seletiva de madeira afeta as florestas mediante a ampliação de trilhas e a queda das árvores selecionadas (Palace et al., 2008). Estas atividades incrementam o estoque de MM a curto prazo, pois a quebra direta de árvores não extraídas e o incremento da mortalidade faz com que a produção de MM seja maior do que a decomposição, por pelo menos dois anos após a exploração (Keller et al., 2004; Schulze & Zweede, 2006; Palace et al., 2008). No entanto, a longo prazo, a consequência de uma perturbação é oposta: a mortalidade diminui enquanto as

árvores crescem e a floresta recupera sua estrutura original, fazendo com que o fluxo de MM degradada por decomposição exceda a produção, o que ocasiona diminuição no estoque de MM (Stevens, 1997; Harmon, 1993). Finalmente, a floresta atinge a estrutura de “pré-perturbação”: produção de MM e decomposição se equilibram e, teoricamente, a partir desse momento o estoque de MM permanece relativamente constante ao longo do tempo (Stevens, 1997).

Em este trabalho foram monitoradas a produção e o estoque de MM em florestas localizadas em diferentes altitudes e com diferente histórico de exploração (prístinas e exploradas). Desta forma, o presente estudo fornecerá informação que permitirá um melhor entendimento do funcionamento da FOD Atlântica e de como este funcionamento pode ser afetado por mudanças climáticas. Espera-se que a informação aqui apresentada seja considerada em projetos de captura de C e desflorestação evitada implementados na FOD Atlântica.

## **OBJETIVOS**

**Objetivo geral:** Identificar os fatores que influenciam a produção e estoque de MM na da Floresta Ombrófila Densa de Mata Atlântica.

**Objetivo específico 1:** Identificar a relação entre produção e estoque de MM e mudanças nas condições ambientais da Floresta Ombrófila Densa de Mata Atlântica ao longo do gradiente altitudinal.

**Pressuposto 1.1:** A decomposição da MM tem uma relação positiva com a temperatura e a umidade (Moore et al., 1999; Chambers et al., 2000; Kueppers & Harte, 2005) e assumimos que a produção de MM não muda ao longo do gradiente (Scaranello, 2013).

**Hipótese 1.1:** Esperamos que locais mais quentes e úmidos (menores altitudes) apresentem menor estoque de MM

**Pressuposto 1.2:** Estudos recentes na região indicam que a taxa anual de mortalidade de indivíduos arbóreos e a perda de biomassa devido à mortalidade não estão relacionadas com a altitude (Scaranello, 2013).

**Hipótese 1.2:** Esperamos que a produção de MM não mude ao longo do gradiente altitudinal.

**Objetivo específico 2:** Avaliar o efeito a longo prazo (após 25 anos) da exploração seletiva de madeira na produção e no estoque de MM nas formações vegetais de FOD Atlântica: Terras Baixas (100 m) e Montana (1.050 m)

**Pressuposto 2:** A exploração seletiva de madeira é uma fonte de distúrbio, e, como tal, ocasiona efeitos previsíveis na dinâmica da MM (Harmon & Sexton, 1996): (1) florestas que sofreram distúrbios recentemente apresentam altas quantidades de MM devido ao incremento na mortalidade de árvores (Keller et al., 2004; Schulze & Zweede, 2006), (2) florestas em recuperação após o distúrbio, apresentam baixa mortalidade e menor quantidade de MM (Harmon & Sexton, 1996; Stevens, 1997). Assumimos que passados 25 anos do término da exploração a floresta se encontre em recuperação.

**Hipótese 2:** Esperamos que tanto produção quanto estoque de MM sejam menores nas áreas previamente exploradas.

## **REVISÃO DE LITERATURA**

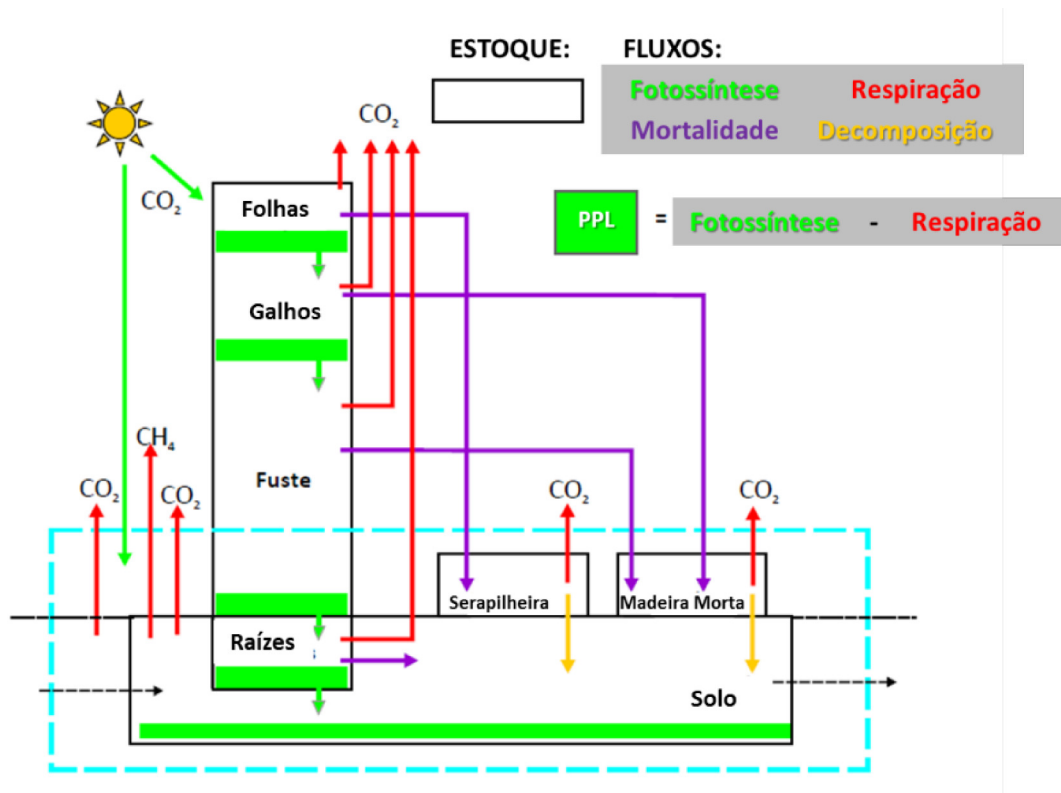
Nesta seção será mencionada a importância das florestas tropicais no ciclo do C, será apresentada a definição de madeira morta e serão revisados dois processos relacionados com a ciclagem de C nas florestas tropicais: produção e decomposição da madeira morta.

### **Florestas tropicais**

Estima-se que 15% da superfície do solo do planeta é ocupado por florestas tropicais, o que representa a metade da área de florestas existentes (FAO, 2010; Pan et al., 2013). As florestas tropicais contêm 67% da biomassa vegetal do planeta, o que equivale a  $262,1 \times 10^9$  Mg C (Megagramas de Carbono) (Pan et al., 2013), uma parte importante deste C é armazenado em forma de madeira (Clark et al., 2001). Mediante processos como a fotossíntese, a respiração e a decomposição de tecidos vegetais (Figura 1), estas

florestas têm influência no ciclo do C e, conseqüentemente, no clima. Mudanças no regime de pluviosidade e na temperatura podem afetar estes processos alterando o ciclo do C (Davidson et al. 2006; Reed et al. 2012)

Nas florestas, as árvores podem investir no crescimento de componentes de ciclo rápido (e.g. folhas, frutos e raízes finas) ou de componentes de ciclo lento (madeira). Em florestas tropicais elas investem a maior parte da produtividade primária em componentes de ciclo rápido; que após morrerem são decompostos rapidamente e, por isso, constituem uma importante fração da emissão do C das florestas. Por outro lado, os componentes de ciclo lento permanecem no sistema durante anos após sua morte (Harmon et al., 1992), constituindo uma fração importante do estoque de C nas florestas (Figura 1).



**Figura 1.** Diagrama de estoque e fluxos de C em uma floresta tropical. Fonte: Honorio & Baker (2010).

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical do continente americano (Tabarelli et al., 2005), sendo superada em área só pela floresta Amazônica (Figura 2a). Segundo

Joly et al. (2012), a Mata Atlântica pode ser dividida em dois grandes grupos: a Floresta Ombrófila Densa, típica da região costeira e das escarpas serranas com alta pluviosidade (Mata Atlântica – MA – sensu stricto), e a Floresta Estacional Semidecídua, que ocorre no interior, onde a pluviosidade, além de menor, é sazonal. Na região costeira podem ocorrer também Manguezais (Schaeffer-Novelli, 2000) ao longo da foz de rios de médio e grande porte e Restingas (Scarano, 2009) crescendo sobre a planície costeira do quaternário. Atualmente resta entre 11 e 16% da área original de Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009), aproximadamente 14.000.000 ha distribuídas no Brasil, na Argentina e no Paraguai (Galindo-Leal & Camara, 2003). Mata Atlântica é considerada um dos mais ricos conjuntos de ecossistemas do planeta, mas também um dos mais ameaçados de extinção (SOS Mata Atlântica & INPA, 2011).



**Figura 2.** Extensão da Amazônia e da Mata Atlântica conforme Lei Federal 11428/2006, Decreto 6660/2008. Fonte: IBGE (2008).



No estado de São Paulo restam 2.438.808 ha de floresta, o que representa 14,4% da área original de Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica & INPA, 2011).

### **Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Mata Atlântica**

A Floresta Ombrófila Densa de Mata Atlântica (FOD Atlântica) é um tipo de vegetação dominada por árvores que podem atingir mais de 20 m de altura (Scaranello et al., 2012), além de lianas lenhosas e epífitas em abundância (Velooso et al., 1991). As folhas das árvores são geralmente largas e estão sempre verdes. Apresenta altas temperaturas, de 17 a 22°C (temperatura média anual; Joly et al., 2012) e altos índices de precipitação, bem distribuídos durante o ano: de 0 a 60 dias secos (Velooso et al., 1991). Nos meses mais secos, a precipitação média mensal nunca é inferior a 60 mm (Joly et al., 2012), o que determina uma situação sem período biologicamente seco. O presente trabalho foi desenvolvido em uma FOD Atlântica.

Os principais remanescentes de FOD Atlântica são encontrados no litoral do Brasil, especialmente no sistema montanhoso “Serra do Mar”, sudeste brasileiro, onde o relevo acidentado tem limitado a exploração de madeira, a agricultura e a urbanização (Silva et al., 2007; Ribeiro et al., 2009). Estes relictos são considerados os sistemas florestais mais antigos do Brasil (Colombo & Joly, 2010). Pesquisas focadas em avaliar o estoque e os fluxos de C na vegetação e no solo da FOD Atlântica têm sido desenvolvidas recentemente (Rolim et al., 2005; Vieira et al., 2008; Alves et al., 2010; Vieira et al., 2011). Nesta floresta, 96% da biomassa viva acima do solo corresponde à madeira dos troncos das árvores (Alves et al., 2010; Vieira et al., 2011), o que representa 106 Mg C ha<sup>-1</sup>.

### **Formações vegetais de FOD Atlântica**

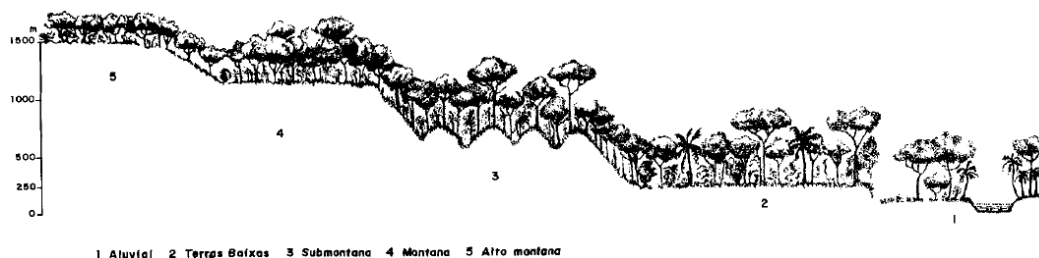
A FOD Atlântica é subdividida em quatro formações ordenadas segundo a hierarquia topográfica, que refletem fisionomias de acordo com as variações das faixas altitudinais e latitudinais (Figura 3) (Joly et al., 2012; Velooso et al., 1991). Para regiões localizadas entre 16° e 24° de latitude sul as formações são:

A **Restinga** (nível do mar) é um ecossistema associado à Mata Atlântica. Apresenta uma cobertura vegetal constituída por espécies colonizadoras de ambientes formados por deposição marinha (origem oceânica) (Secretaria de meio ambiente de São Paulo SMA, 2006). Está distribuída na Planície Litorânea em terrenos arenosos recentes, geralmente com algum teor salino, sujeitos à intensa radiação solar e ação eólica. Em locais afastados da atual linha de praia, a vegetação apresenta-se mais desenvolvida e estabilizada, caracterizando as Restingas arbustivas que atingem alturas de poucos metros. Em solos mais desenvolvidos ocorrem as Restingas arbóreas que chegam a atingir até 10 m de altura (Blum, 2008). A Restinga amostrada neste projeto é uma Restinga Arbórea. Esta apresenta composição florística e estrutura distinta das três principais formações de FOD Atlântica (Terras Baixas, Submontana e Montana) da região de estudo (Joly et al., 2012). Na Restinga estudada a altura mediana do dossel é 7 m, a estatura do dossel é 17,7 m, a densidade de árvores ( $\varnothing \geq 4,8$  cm) é 1.626 indiv. ha<sup>-1</sup> e a biomassa viva acima do solo é 166,3 Mg ha<sup>-1</sup> (Alves et al., 2010; Joly et al., 2012).

A **FOD Atlântica de Terras Baixas** (5 a 50 m de altitude) forma-se nas planícies litorâneas, que se desenvolvem de modo descontínuo por deposição fluvial e lacustre, que contém material proveniente de escoamento superficial das serras costeiras (origem continental) (SMA, 2006). Esses sedimentos foram depositados e retrabalhados a partir das regressões marinhas das épocas Pleistocênica e Holocênica (Suguió & Martin, 1978). Deste modo, a ocupação vegetal das planícies litorâneas é bastante recente quando comparada à floresta de encosta (Submontana e Montana). A vegetação ocorre em diferentes substratos sedimentares, porém sempre associada a fatores limitantes, como alta salinidade, oligotrofia, instabilidade do solo e forte influência hídrica. Assim, quando mais próxima da encosta, encontra-se uma floresta alta, com árvores de 10-15 m, instaladas sobre os aluviões provenientes das serras ou em terraços fluviais, reconhecidos pelo relevo plano e ligeiramente mais elevado do que os arredores (SMA, 2006). Os aluviões provenientes das serras gradualmente se juntam aos cordões arenosos depositados pelo mar, causando alterações no porte da vegetação. Na floresta de Terras Baixas estudada a altura mediana do dossel é 7 m, a estatura do dossel é 23 m, a densidade de árvores ( $\varnothing \geq 4,8$  cm) é 1.230 indiv. ha<sup>-1</sup> e a biomassa viva acima do solo é 208,9 Mg ha<sup>-1</sup> (Alves et al., 2010; Joly et al., 2012).

**FOD Atlântica Submontana** (50 a 500 m de altitude) e **Montana** (500 a 1.200 m de altitude) estão presentes na encosta da Serra do Mar. São florestas perenes e estão sujeitas a uma pluviosidade e umidade relativa do ar mais elevada quando comparada às florestas sempre verdes do Planalto Atlântico (SMA, 2006). Os solos são geralmente argilosos, oriundos da erosão das rochas do complexo cristalino, variando de rasos a muito profundos. Essa condição ambiental permite o desenvolvimento de uma floresta alta. No entanto, em função da topografia acidentada, as copas não se tocam, permitindo assim, uma boa penetração da luz. A alta umidade relativa do ar e a boa penetração de luz permitem o desenvolvimento de uma rica flora de epífitas (SMA, 2006).

A formação **Montana** tem grande incidência de neblina, presente em muitas horas por dia, em quase todos os dias do ano, mesmo na estação seca (Hueck, 1956). A neblina ocorre mesmo na área de transição entre as formações **Montana** e **Submontana**, e segundo Joly et al. (2012) pode ser um dos fatores que influenciam a distribuição das espécies de árvores. Na floresta Submontana estudada, a altura mediana do dossel é 8 m, a estatura do dossel é 24 m, a densidade de árvores ( $\varnothing \geq 4,8$  cm) é 1.727 indiv. ha<sup>-1</sup> e a biomassa viva acima do solo é 253,8 Mg ha<sup>-1</sup> (Alves et al., 2010; Joly et al., 2012). Enquanto na floresta Montana (de encosta) a altura mediana do dossel é 8 m, a estatura do dossel é 24 m, a densidade de árvores ( $\varnothing \geq 4,8$  cm) é 1.617 indiv. ha<sup>-1</sup> e a biomassa viva acima do solo é 307 Mg ha<sup>-1</sup> (Souza, 2013; Moraes, dados não publicados).



**Figura 3.** Perfil esquemático da FOD Atlântica. Fonte: Veloso et al. (1991).

Além da **FOD Atlântica Montana** de encosta, existe a FOD Atlântica Montana de topo de serra. Segundo plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Mar (SMA, 2006), esta floresta apresenta vegetação pequena. No entanto, na região de estudo, a altura mediana de dossel é 7,5 m (maior que a altura mediana nas áreas de Restinga e Terras Baixas: 7 m), a estatura do dossel é 25 m (maior que as outras formações), a densidade

de árvores ( $\varnothing \geq 4,8$  cm) é  $1.723 \text{ indiv. ha}^{-1}$  e a biomassa viva acima do solo é  $283,2 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Alves et al., 2010; Joly et al., 2012).

Segundo Alves et al. (2010), em todas as formações, a maior proporção da biomassa viva (68 a 85%) está alocada nas árvores com copas muito iluminadas ou emergentes, embora estas representem menos do 10% dos indivíduos. Esses dados sugerem que um gradiente vertical de luz pode estar limitando, em parte, a altura mediana do dossel por intensa competição entre os indivíduos no subosque da floresta (Joly et al., 2012). A maioria dos indivíduos segue o perfil vertical de luz da floresta, distribuindo-se em ambientes de baixa intensidade luminosa (Joly et al., 2012). Em síntese, a FOD Atlântica apresenta estrutura e estoque de biomassa dentro do rango das florestas neotropicais (Alves et al., 2010).

### **Madeira morta**

A madeira é um componente de ciclo lento que representa um dos principais compartimentos nos quais o C é estocado nas florestas. Ao redor de 50% da massa da madeira corresponde a C. Quando uma árvore morre, uma parte importante do C da sua biomassa fica armazenada em forma de madeira morta (MM) (Figura 1).

A MM é definida como o conjunto de tecidos lenhosos mortos de mais de 2 cm de diâmetro, e engloba tanto árvores mortas, quanto galhos que caem de árvores vivas (Harmon et al., 1986; Keller et al., 2004; Palace et al., 2012). As raízes mortas fazem parte do estoque de madeira morta abaixo do solo e podem representar uma porção significativa do estoque total de MM em alguns ecossistemas como as savanas arbóreas. No entanto, a madeira morta abaixo do solo não foi considerada neste estudo e, por simplificação, o termo MM será usado para aludir à madeira morta acima do solo.

A MM se encontra em duas posições possíveis: em pé ou caída (Martius, 1997; Harmon et al., 2013; Olajuyigbe et al., 2011; Vieira et al., 2011). Isto tem implicações nas interações ecológicas da MM com outros elementos do ecossistema (e.g.: microorganismos decompositores que colonizam a MM, aves que aninham em árvores mortas em pé) (Stevens, 1997). A MM caída pode ser classificada de acordo com seu tamanho em MM fina (entre 2 e 10 cm de diâmetro) e MM grossa (diâmetro  $> 10$  cm)

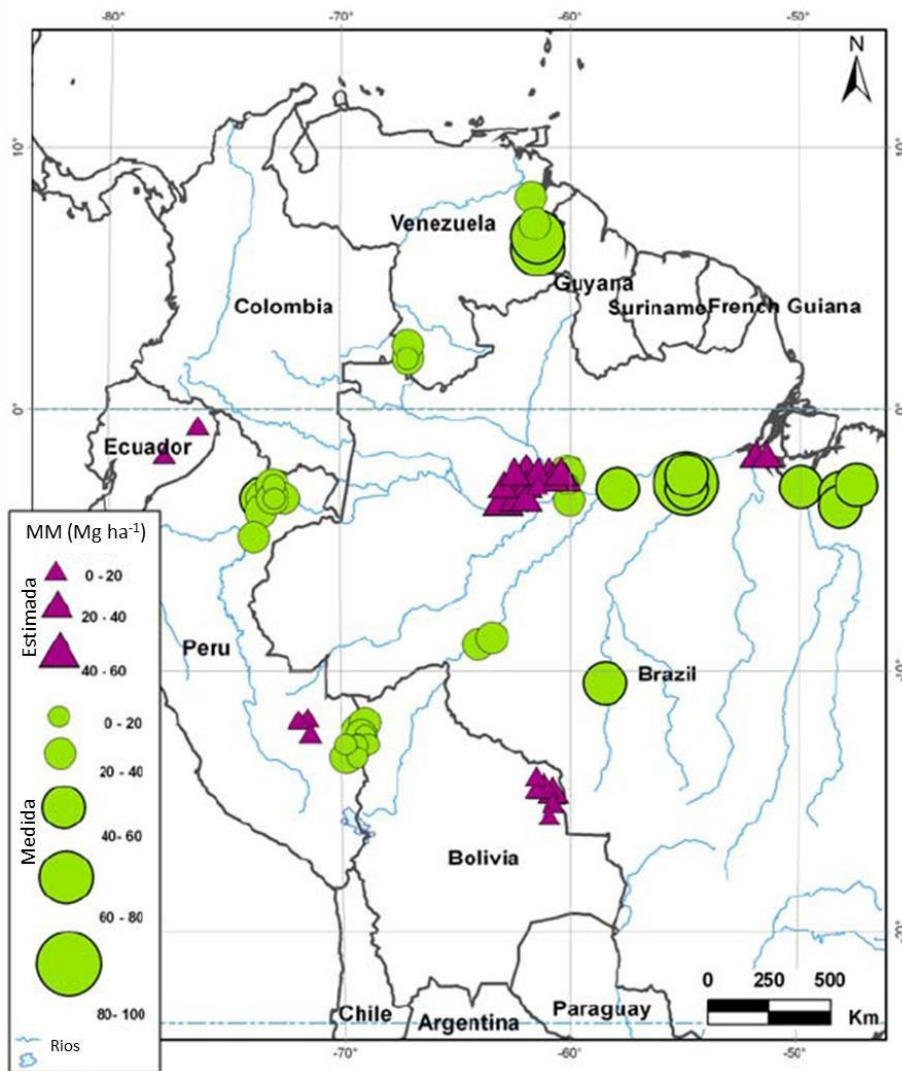
(Palace et al., 2012). A MM fina apresenta taxa de decomposição maior (Palace et al., 2008), portanto libera o C mais rápido do que a MM grossa. É por isso que é importante considerar todas as categorias de tamanho da MM no momento de fazer um levantamento.

A MM das florestas tropicais é um componente importante no ciclo global do C (Araujo et al., 2011). Só na bacia amazônica  $9,6 \times 10^6$  Mg C são estocadas em forma de MM (Chao et al., 2009), o que representa mais que o total do C emitido por atividades humanas no ano 2008 (Le Quéré et al., 2009). A MM é importante nos ciclos de vida de seres como os microrganismos do solo e em alguns ciclos biogeoquímicos, contribuindo no estoque de elementos como Magnésio e Cálcio (Fernandes et al., 1997; Keller et al., 2004). Isto, graças aos nutrientes que foram acumulados no tronco, nos galhos e nas raízes durante o crescimento da árvore. Adicionalmente, a MM pode acumular mais nutrientes mediante a interceptação de serapilheira e chuva que escorrega desde o dossel (Stevens, 1997). Se os nutrientes são adicionados mais rápido do que são lixiviados, o resultado é um incremento no estoque desses (Stevens, 1997).

Estoque de MM é a quantidade total deste componente presente em um dado momento e é determinado pela relação entre a taxa de decomposição e produção de MM em anos prévios à medição (Palace et al., 2008). Teoricamente, em uma floresta em que a taxa de *turnover* está em equilíbrio, a produção, a taxa de decomposição e o estoque de MM ao longo do tempo permanecem constantes. Nesse caso, é possível estimar o tempo médio que a MM permanece (tempo de residência) no sistema a partir da relação entre estoque e produção (Palace et al., 2008; Clark et al., 2002). Esses processos estão diretamente relacionados com o estoque e com as emissões de C das florestas ao longo do ano (Sousa Neto et al., 2011).

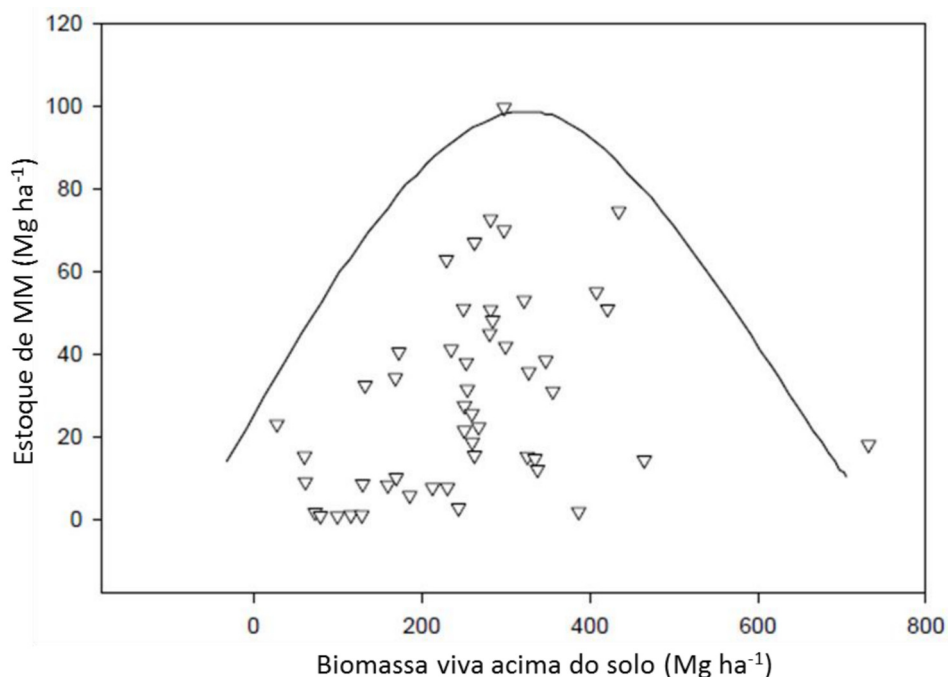
De acordo com a revisão realizada por Palace et al. (2012), o estoque de MM pode variar de 1 a  $178,8 \text{ Mg ha}^{-1}$  nas florestas tropicais do mundo, sendo que as florestas fortemente perturbadas apresentam os máximos valores de estoque. Na Floresta Amazônica de terra firme (não perturbada) o estoque de MM pode variar entre  $40 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Brown et al., 1995) e  $99,6 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Rice et al., 2004) (Figura 4). Em outras florestas tropicais não perturbadas, o estoque de MM varia, apresentando valores de:  $7,6 \text{ Mg ha}^{-1}$  em uma floresta seca de Jamaica (Tanner, 1980),  $9,1 \text{ Mg ha}^{-1}$  nos Andes

equatorianos (Wilcke et al., 2005), 14 Mg ha<sup>-1</sup> em uma floresta úmida e 38 Mg ha<sup>-1</sup> em uma floresta seca do México (Hughes et al., 2000; Harmon et al., 1995), 46,3 Mg ha<sup>-1</sup> em uma floresta úmida da Costa Rica (Clark et al., 2002), entre 15,1 e 53 Mg ha<sup>-1</sup> em uma floresta úmida da Colômbia (Saldarriaga et al., 1988), 46,7 Mg ha<sup>-1</sup> em uma floresta úmida da Malásia (Yoda & Kira, 1982) e 55 Mg ha<sup>-1</sup> em uma floresta Montana da Indonésia (Yoneda et al., 1990). Palace et al. (2012) afirmaram que globalmente as florestas secas tendem a apresentar menor estoque de MM caída do que as florestas úmidas.



**Figura 4.** Estoque de MM em florestas Amazônicas de terra firme. Triângulos roxos representam valores de estoque de MM estimados por Chao et al. (2009) a partir de um modelo que relaciona mortalidade e densidade da madeira das árvores. Círculos verdes representam medições diretas de MM publicadas na literatura. Fonte: Chao et al. (2009).

O estoque de MM também pode ser influenciado por varios fatores. Chao et al. (2009) encontraram que na Amazônia, o estoque de MM é influenciado tanto pela biomassa viva acima do solo (AGB), quanto pela densidade da madeira das árvores vivas. Dada a influência da densidade da madeira na decomposição, locais com espécies de alta densidade da madeira apresentam menor taxa de decomposição e maior estoque de MM (Chao et al., 2009). Palace et al. (2012) asseguram que em florestas tropicais não perturbadas a relação estoque entre MM e AGB tem uma tendência unimodal (Figura 5), sendo que os maiores valores de MM se encontram em florestas com valores intermediários de AGB (300 Mg ha<sup>-1</sup>).



**Figura 5.** Relação entre estoque de MM e Biomassa viva acima do solo em florestas tropicais não perturbadas. Fonte: Palace et al. (2012).

Embora nos anos recentes vários estudos em MM tenham sido desenvolvidos em florestas tropicais, como a Amazônia, os Andes e florestas na América Central (Palace et al., 2012), são poucas as pesquisas feitas na FOD Atlântica nesta temática (Veiga, 2010; Luccas, 2011) e as que existem têm como foco o estoque de MM. No ano 2008, Veiga (2010) encontrou entre 24,8 (FOD Atlântica de Terras Baixas) e 35,3 Mg ha<sup>-1</sup> (FOD Atlântica Montana) de MM. Por outro lado, no ano 2010, Luccas (2011) encontrou 3,4 Mg ha<sup>-1</sup> de MM (FOD Atlântica Montana). Ambas avaliaram a FOD

Atlântica do Parque Estadual Serra do Mar, mas não os mesmos locais. A diferença de uma ordem de magnitude no estoque de MM na FOD Atlântica Montana sugere duas possibilidades: (1) alta variação interanual e/ou (2) alta variação espacial.

### **Decomposição de MM**

A taxa de decomposição é a porcentagem da massa de MM degradada por ano, mediante processos abióticos (como a lixiviação) e bióticos (como a ação de térmitas e, principalmente, microorganismos heterotróficos que exploram a MM).

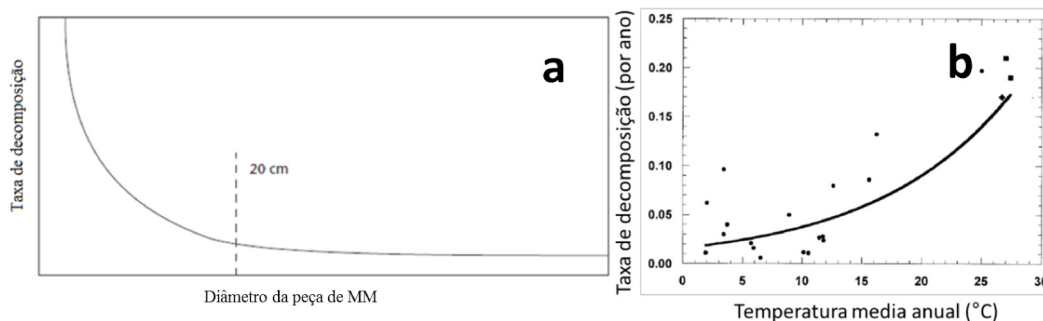
A decomposição da madeira é um processo lento influenciado por condições ambientais como temperatura e umidade; por características químicas e físicas da madeira (e.g. densidade, conteúdo de lignina); pela presença de uma alta variedade de organismos envolvida na decomposição (Kaarik, 1974; Palace et al., 2012); e por fatores estocásticos que afetam a sucessão destes organismos em cada peça de MM (Martius, 1997). Os principais organismos decompositores são os fungos, pois têm a capacidade de sintetizar compostos ligninolíticos e celulolíticos.

O processo completo da decomposição pode demorar desde poucos anos, até séculos (Harmon, 1992; Stevens, 1997). Conforme a MM é decomposta, parte do C é liberado à atmosfera mediante a respiração dos microorganismos, enquanto o restante se transforma em matéria orgânica do solo e pode permanecer no sistema durante décadas (Trumbore, 1996). Chambers et al. (2004) estimaram que a respiração era responsável por 80 % da perda de massa da MM, na Floresta Amazônica.

Também na Amazônia, tanto Chambers et al. (2000) quanto Palace et al. (2008) encontraram que a taxa de decomposição da MM grossa é  $0,17 \text{ ano}^{-1}$  (o que significa que 17% da massa de MM grossa é decomposta por ano). Adicionalmente, Palace et al. (2008) encontraram taxas de decomposição de MM fina de  $0,21 \text{ ano}^{-1}$  (para MM de 5 a 10 cm de diâmetro) e  $0,47 \text{ ano}^{-1}$  (para MM de 2 a 5 cm de diâmetro). Ou seja, quanto maior o diâmetro da MM menor a taxa de decomposição, como mencionado por Stevens (1997) para florestas temperadas (Figura 6a). Outros estudos em florestas tropicais têm reportado taxas de decomposição entre 0,03 (Delaney et al., 1998) e 0,51



ano<sup>-1</sup> (Collins, 1981; Delaney et al., 1998), o que indica grande variabilidade neste processo nas florestas tropicais.



**Figura 6. a.** Relação entre taxa de decomposição e tamanho de MM em florestas temperadas. Fonte: Stevens (1997). **b.** Relação entre taxa de decomposição por ano ( $k$ ) e temperatura média anual ( $T$ ). Os quadrados representam florestas tropicais. A relação é:

$$k=0,0157 e^{0,0875T}. \text{ Fonte: Chambers et al. (2000).}$$

Raich et al. (2006) encontraram que a temperatura média anual tem uma relação positiva com a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo. Segundo Meentemeyer (1978), o conteúdo de lignina e a evapotranspiração regulam as taxas de decomposição da MM. Moore et al. (1999) e Kueppers & Harte (2005) revelaram que condições ambientais locais, particularmente umidade e temperatura, controlam a taxa de decomposição da MM em florestas temperadas. Igualmente, a relação positiva entre temperatura média anual e taxa de decomposição de MM foi reportada por Chambers et al. (2000) em uma revisão de estudos feitos em vários continentes (Figura 6b). Consideramos que esta relação também pode existir ao longo do gradiente altitudinal estudado, pois a temperatura média anual diminui com a altitude.

### **Produção de MM**

A quantidade de MM que ingressa ao sistema por ano é denominada produção de MM e é determinada pela queda de galhos e a morte de árvores. A produção de madeira é episódica e varia amplamente em escalas temporais e espaciais (Harmon et al., 1986; Wessman, 1992; Palace et al., 2008). Isto dificulta sua quantificação, tornando necessário o uso de transectos compridos, para capturar a queda de árvores grandes

(Palace et al., 2012). São necessários estudos de longa duração para estimar tanto produção quanto decomposição de MM (Harmon et al., 1986; Palace et al., 2008).

A produção de MM caída ocorre quando se quebram galhos, copas de árvores ou mesmo árvores inteiras. A produção de MM frequentemente é estimada indiretamente a partir da biomassa viva e a mortalidade (Rice et al., 2004) ou o crescimento das árvores (Vieira et al., 2004); no entanto estas abordagens podem subestimar a produção real de MM porque não consideram a madeira de menos de 10 cm de diâmetro nem a produção não letal (Palace et al., 2008).

Em florestas úmidas tropicais não perturbadas têm sido reportados valores de produção de MM de: 3,8 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na Amazônia peruana (Baker et al., 2007), 8,8 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na Venezuela (Carey et al., 1994), 3,3 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na Malásia (Kira, 1978), 3,8 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na Indonésia (Yoneda et al., 1990), 0,82 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> nos Andes equatorianos (Wilcke et al., 2005) e entre 2,5 e 8,6 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na Amazônia brasileira (Chao et al., 2009; Martius, 1997; Vieira et al., 2004; Rice et al., 2004; Palace et al., 2008). A alta variabilidade reportada ao redor do mundo se deve à influência de processos que ocorrem em diferentes escalas espaciais e temporais (Palace et al., 2012). Estes podem agir desde o nível do indivíduo até o nível da paisagem.

São vários os fatores que podem mediar a produção de MM. Segundo Stevens (1997) estes são:

Vento: os fortes ventos podem danificar as árvores, mediante a quebra de galhos, da copa ou do tronco. Também pode derrubar as árvores de raiz. A importância do vento na produção de MM varia com a profundidade e umidade do solo, a localização geográfica, a estrutura da floresta, a idade e a espécie da árvore. Frequentemente, o vento é o agente final que causa a queda das árvores, embora a morte da árvore tenha sido causada por outros agentes.

Fogo: gera MM diretamente ou faz com que as árvores fiquem mais susceptíveis a cair por causa do vento, a sofrer doenças ou a serem danificadas por insetos.

Insetos: podem matar a árvore diretamente ou debilitá-la, contribuindo com sua morte e posterior queda.

Doenças: são geralmente causadas por fungos, porém plantas vasculares parasitas, bactérias e vírus também podem induzir a morte das árvores.

Competição: Durante o processo de sucessão vegetal a densidade de indivíduos é reduzida devido à competição. As árvores que são suprimidas exibem crescimento lento e ficam estressadas, tornando-se mais susceptíveis ao ataque de insetos e a doenças (Stevens, 1997). Estes indivíduos geralmente apresentam diâmetro pequeno e são derrubados pelo vento.

Inclinação do terreno: as árvores podem cair devido a desmoronamentos de solo. Quanto mais inclinado o terreno maior o risco de isto acontecer. A erosão causada pela água de rios também pode ocasionar a queda de árvores.

Senescência: árvores velhas podem ser mais susceptíveis a doenças, ataque de insetos e queda por vento (Harmon et al., 1986).

A influência destes fatores na produção de MM varia enormemente no tempo e no espaço. No entanto, em florestas maduras que se encontram em estado de equilíbrio se espera que estes fatores atuem dentro de limites, e que a produção de MM seja constante ao longo do tempo.

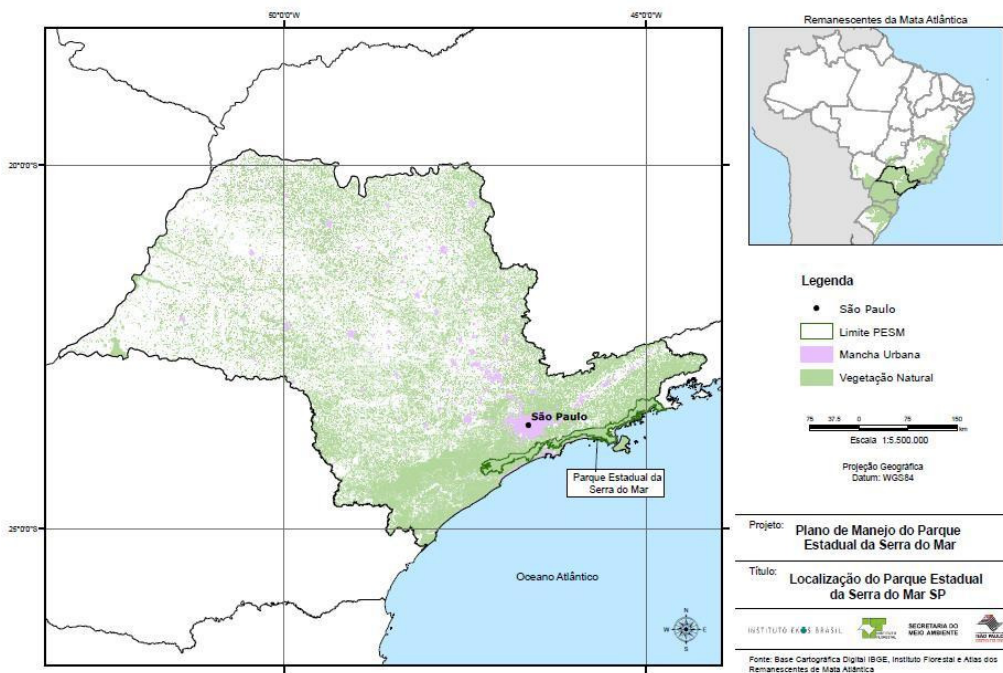
Compreender a dinâmica da MM na FOD Atlântica é necessário para identificar o papel desta floresta como fonte ou sumidouro de C no cenário atual de mudanças climáticas. Scaranello (2013) encontrou que na FOD Atlântica a taxa anual de mortalidade de indivíduos arbóreos ( $1,5 \text{ \% ano}^{-1}$ ) e a perda de biomassa devido a mortalidade ( $1,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) não mudaram ao longo do gradiente de altitude (10-1.050 m) no período 2006 a 2008. A mortalidade é uma das principais fontes de produção de MM, porém estimar a produção só a partir da mortalidade ocasiona uma subestimativa desta, pois desconsidera a produção de MM por perda de biomassa não letal (queda de galhos) (Palace et al., 2008).

## MÉTODOS

### Área de estudo

#### Parque Estadual Serra do Mar

Todo o trabalho foi desenvolvido dentro dos limites do Parque Estadual Serra do Mar. Com cerca de 315.390 ha, o Parque Estadual Serra do Mar é a mais extensa Unidade de Conservação do Estado de São Paulo (Secretaria de meio ambiente de São Paulo SMA, 2006). Localiza-se entre a divisa de São Paulo com o Rio de Janeiro e Itariri, no sul do estado (Figura 7). No seu limite norte, o parque apresenta uma pequena sobreposição com o Parque Nacional da Serra da Bocaina. Devido às suas dimensões, é administrado por bases instaladas em áreas de domínio do estado, denominadas núcleos (Veiga, 2010).

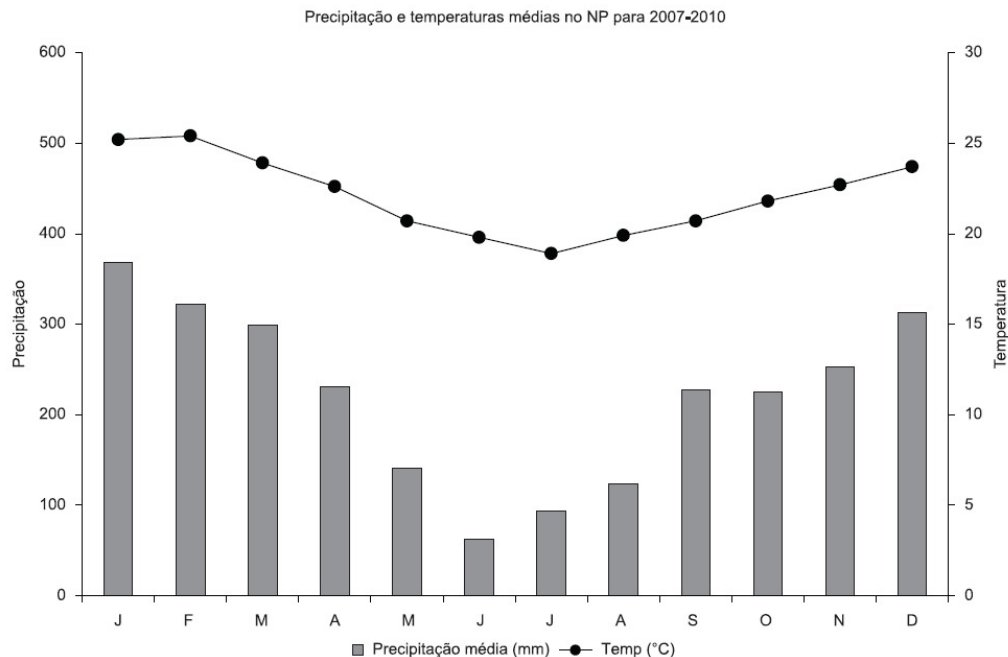


**Figura 7.** Localização do Parque Estadual da Serra do Mar. Fonte: Secretaria de meio ambiente de São Paulo (SMA), (2006).

A região de estudo abrange dois núcleos do parque: Picinguaba (município de Ubatuba) e Santa Virgínia (município de São Luiz do Paraitinga).

## Núcleo Picinguaba

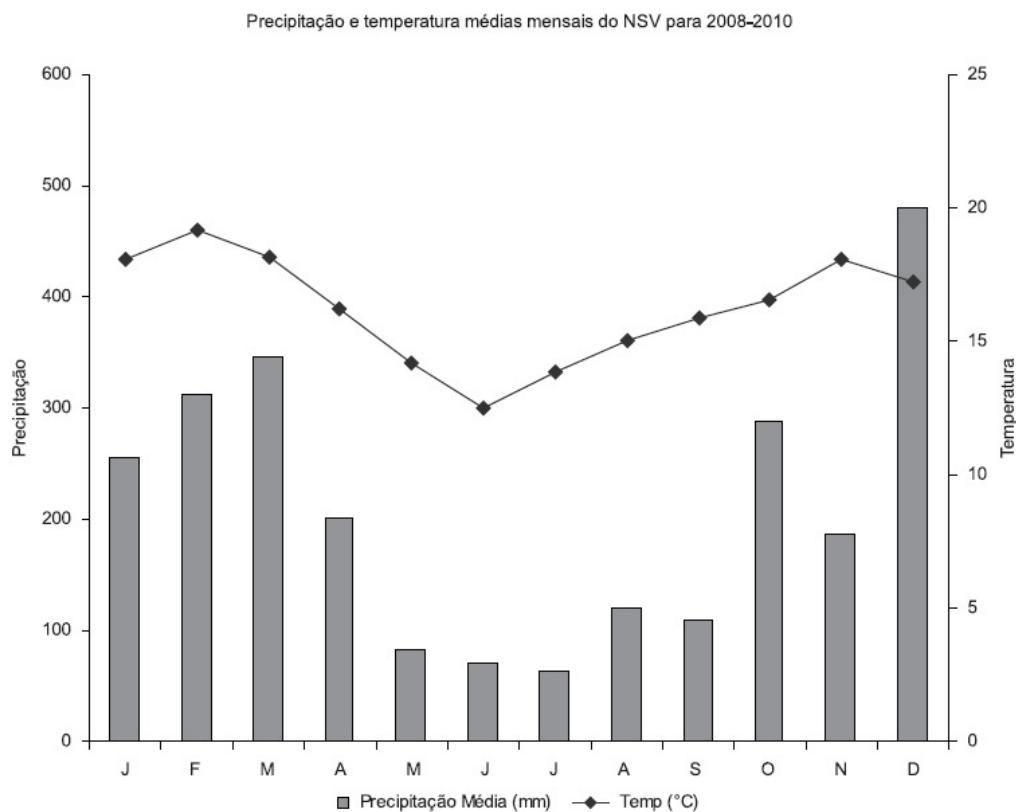
Este núcleo se encontra no município de Ubatuba (23°31'-23°34'S e 45°02'-45°05'O). A temperatura média anual é 22°C (Figura 8). Utilizando a classificação de Köppen (1948) o clima pode ser considerado Af (Tropical úmido sem estação seca: quando a temperatura média do mês mais frio é superior a 18°C) ou Cfa (Subtropical úmido sem estação seca: quando a temperatura média do mês mais frio é inferior a 18°C), a precipitação média anual é superior a 2.200 mm (EMBRAPA, 2013). Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal não é inferior a 80 mm (Joly et al., 2012). Este núcleo apresenta um mosaico vegetacional que inclui formações como Mangue, Restinga, FOD Atlântica de Terras Baixas, FOD Atlântica Submontana e FOD Atlântica Montana (Assis, 1999). O relevo da região é dominado pela Planície Costeira, mas também apresenta morros isolados e serras alongadas, atingindo escarpas no seu limite interior (Joly et al., 2012). As altitudes no núcleo variam do nível do mar a 1.340 m.



**Figura 8.** Diagrama climático: Temperatura média e precipitação média mensal no Núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba. Fonte: Joly et al. (2012)

## Núcleo Santa Virginia

O Núcleo Santa Virginia está localizado nos municípios de São Luiz do Paraitinga (70%), Cunha (20%) e Ubatuba (10%) (23°17'-23°24'S e 45°03'-45°11'O). Na área da Base Itamambuca (local de estudo) a temperatura média anual é de 17°C. Utilizando a classificação de Köppen (1948) o clima pode ser considerado Cfa ou Cfb (Subtropical úmido sem estação seca: temperatura média do mês mais frio é inferior a 18°C), a precipitação média anual é 2.300 mm (Figura 9). Mesmo nos meses mais secos, julho e agosto, a precipitação média mensal não é inferior a 60 mm (Joly et al., 2012). A formação vegetal dominante é a FOD Atlântica Montana. Essa região é quase diariamente coberta por uma densa neblina, especialmente no inverno (Joly et al., 2012). O núcleo situa-se em uma faixa do planalto atlântico entre a costa e o Vale do Paraíba (SMA, 2006). As altitudes no núcleo variam de 740 a 1.600 m.

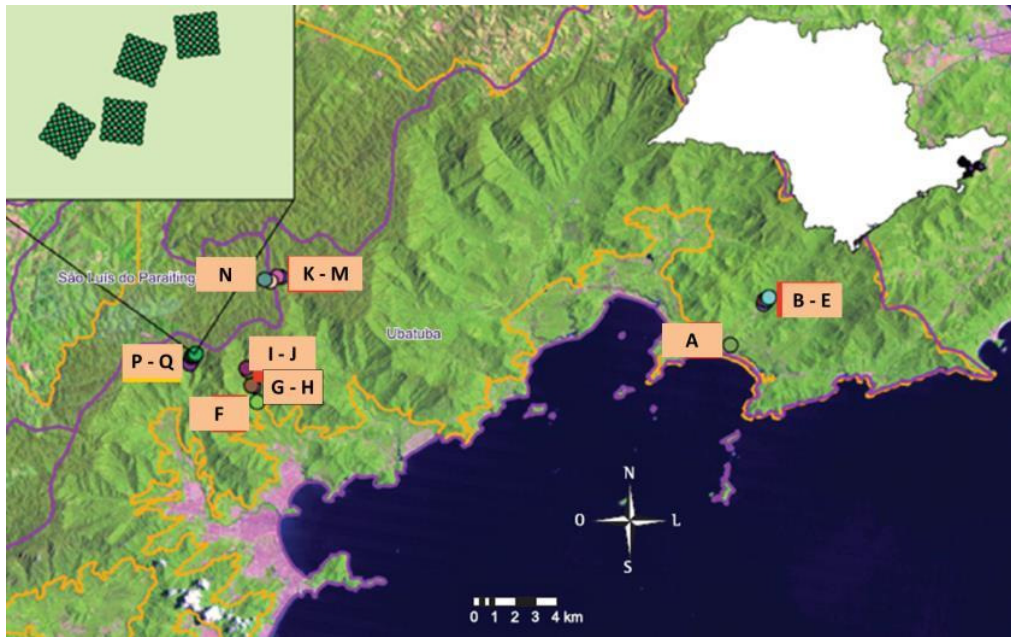


**Figura 9.** Diagrama climático: Temperatura média e precipitação média mensal no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, município de São Luiz do Paraitinga. Fonte: Joly et al. (2012).

## **Parcelas permanentes do projeto BIOTA Gradiente Funcional**

O projeto foi desenvolvido em 16 parcelas permanentes de 1 ha instaladas pelo projeto BIOTA Gradiente Funcional/FAPESP em 2006 (Joly & Martinelli, 2004). As parcelas estão distribuídas em áreas de FOD Atlântica contínua, desde os 10 m até os 1.066 m de altitude. Abrangem os Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (Figura 10, Tabela 1). As parcelas são quadradas (100x100 m) e identificadas por letras de A a Q. Devido à topografia da FOD Atlântica Montana de encosta, tanto a parcela P quanto a Q são constituídas por quatro subparcelas de 0,25 ha cada (50x50 m) próximas espacialmente (Figura 10, canto superior esquerdo), e foram instaladas em 2011 (Figura 11).

As parcelas N (núcleo Santa Virginia, formação Montana) e F (núcleo Picinguaba, formação Terras Baixas) foram instaladas em áreas que sofreram exploração seletiva de madeira até a década de 80. Isto foi aproveitado para avaliar o efeito a longo prazo (após 25 anos) da exploração seletiva de madeira na produção e no estoque de MM (objetivo 2). A parcela F foi considerada como “Terras Baixas explorada” por evidenciar similaridade florística com as parcelas B a E (Terras Baixas) (Joly et al., 2012). Nessa área, as árvores de maior diâmetro com potencial madeireiro, principalmente da espécie *Hieronyma alchorneoides*, foram retiradas para uso e comercialização. Restos de troncos de grandes árvores cortadas são evidências dessa atividade (Joly et al., 2012).



**Figura 10.** Distribuição espacial das parcelas de 1 ha de FOD Atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil (Linha amarela indica limites do parque). A – parcela de Floresta de Restinga (10 m de altitude); B a E – parcelas da formação Terras Baixas (60 m de altitude); F – parcela explorada da formação Terras Baixas (100 m de altitude); G e H – Parcelas da formação Submontana (200 m de altitude); I e J – Parcelas da formação Submontana (360 m de altitude); P e Q – parcelas da formação Montana (800 e 600 m de altitude, disposição das quatro subparcelas de P no canto superior esquerdo); K a M – parcelas da formação Montana (1.050 m de altitude); N – parcela explorada da formação Montana (1.025 m de altitude). Fonte: Joly et al. (2012).

O projeto BIOTA Gradiente Funcional padronizou um protocolo de campo para o mapeamento e levantamento das variáveis (altura, perímetro à altura do peito, índice de copa) de todas as árvores com diâmetro à altura do peito  $\geq 4,8$  cm, em cada parcela (Joly et al., 2012). O protocolo foi uma adaptação do protocolo de RAINFOR proposto por Phillips & Baker (2002).

Mediante estas parcelas permanentes, o projeto BIOTA Gradiente Funcional tem avaliado a composição e a estrutura florestal e monitorado sua mudança no tempo (Joly et al., 2012). A partir das parcelas, também tem sido possível compreender como fatores como clima e solo determinam a estrutura florestal e afetam os estoques de C no nível



regional (Vieira et al., 2008; Joly et al., 2012). Do mesmo modo, por meio desta metodologia é possível acompanhar a dinâmica da MM.

**Tabela 1.** Distribuição altitudinal e coordenadas das parcelas permanentes. Fonte: Joly et al. (2012) e Scaranello (dados não publicados).

Formação vegetal de FOD Atlântica	Parcela	Altitude	Coordenadas
Restinga	A	10 m	23° 21' 22" S, 44° 51' 03" O
Terras baixas	B	46 m	23° 20' 13" S, 44° 50' 08" O
	C	56 m	23° 20' 08" S, 44° 50' 04" O
	D	64 m	23° 20' 09" S, 44° 50' 00" O
	E	76 m	23° 20' 05" S, 44° 49' 55" O
	F	100 m	23° 22' 53" S, 45° 04' 44" O
Terras Baixas explorada	G	187 m	23° 22' 26" S, 45° 04' 51" O
	H	209 m	23° 22' 52" S, 45° 04' 43" O
	I	350 m	23° 22' 01" S, 45° 05' 01" O
	J	372 m	23° 21' 59" S, 45° 05' 02" O
Montana	Q	620 m	23° 21' 48" S, 45° 06' 40" O
	P	808 m	23° 21' 37" S, 45° 06' 36" O
	K	1066 m	23° 19' 31" S, 45° 04' 07" O
	L	1051 m	23° 19' 31" S, 45° 04' 10" O
	M	1045 m	23° 19' 38" S, 45° 04' 22" O
Montana explorada	N	1025 m	23° 20' 36" S, 45° 04' 22" O

As parcelas B a N não apresentam diferenças marcantes nos atributos físicos-químicos do solo: têm mais de 50% de conteúdo de areia, baixo pH, baixa concentração de fósforo e alta saturação de alumínio (Alves et al., 2010; Vieira et al., 2011). O solo da parcela A (Restinga) apresenta maior proporção de areia, por sua origem marinha (Tabela 2). O conteúdo de nitrogênio no solo aumenta com a altitude.



**Figura 11.** FOD Atlântica Montana de encosta. O círculo branco indica a localização aproximada da parcela P (800 m). As parcelas encontram-se em áreas de floresta contínua. Fonte: Souza (2013).

**Tabela 2.** Características da camada superficial dos solos das parcelas do projeto BIOTA Gradiente Funcional. Fonte: parcelas A a N: Alves et al. (2010) e Joly et al. (2012); parcela P: Souza (2013).

Parâmetro	Formação vegetal				
	Restinga	T. Baixas	Submontana	Montana	
Parcela	A	B, C, D, E	G, H, I, J	P	K, L, M, N
Tipo de solo	Neossolo Quartzarênico	Inceptisolos	Inceptisolos	Inceptisolos	Inceptisolos
Textura do solo	88% Areia 6% Argila	60% Areia 31% Argila	67% Areia 16% Argila	60% Areia 20% Argila	57% Areia 20% Argila
Topografia (inclinação)	0-10°	10-30°	>30°	>30°	>30°
pH do solo	3,4	3,6	3,6	4	3,5
P (mg kg <sup>-1</sup> )	11,5	17,6	12,9	3,9	21,2
Al (mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	15,6	14,3	25,1	23,1	26,7
N (g kg <sup>-1</sup> )	1,8	3,4	4,6	NA	6,8

As condições das 16 parcelas permanentes estabelecidas em um gradiente altitudinal de 1.000 m na maior área legalmente protegida de Mata Atlântica do Brasil, o Parque Estadual da Serra do Mar, tornam possível medir o estoque e a produção de MM sob diferentes condições ambientais e em escalas de tempo interanuais. Estas parcelas estão distribuídas em quatro formações vegetais da FOD (Veloso et al., 1991): Restinga, Terras Baixas, Submontana e Montana. Nesta região a temperatura média anual do ar diminui 0,6°C a cada 100 m de altitude (Joly et al., 2012), o que leva a uma diferença média de temperatura de 6°C do nível do mar até a cota de 1.000 m. Enquanto que a precipitação diminui 64 mm ano<sup>-1</sup> a cada 100 m de altitude (Scaranello, dados não publicados), de maneira que as maiores altitudes são mais frias e menos chuvosas. Cabe mencionar que locais mais altos têm maior incidência de neblina. A faixa altitudinal de 10 a 1.066 m acima do nível do mar abrange quase que completamente a região de ocorrência da FOD Atlântica no sudeste do Brasil (Joly et al., 2012).

## **Coleta e análise de dados**

### **Estoque de MM**

O estoque de MM foi dividido em duas categorias: MM em pé (árvores erguidas com um ângulo maior que 45°) e MM caída (galhos e troncos caídos ou inclinados com um ângulo menor que 45°). As duas categorias foram medidas nas 16 parcelas do projeto.

**MM em pé:** Foi estimada mediante o método de parcelas (Harmon & Sexton, 1996) nas 16 parcelas mencionadas na seção anterior. Foram consideradas as árvores mortas em pé, com diâmetro à altura do peito  $\geq 4,8$  cm, registradas nos inventários do projeto BIOTA Gradiente Funcional/FAPESP dos anos 2006, 2008 e 2012. Árvores sem folhas foram consideradas como vivas se o câmbio abaixo da casca estivesse vivo. O diâmetro de cada árvore morta em pé foi medido a 1,30 m de altura com uma fita métrica graduada (precisão de 1 mm). Para indivíduos que apresentaram deformidades a 1,30 m, o ponto de medição foi realocado no ponto mais próximo a esse onde não houvesse deformidades (Joly et al., 2012). A altura total de cada indivíduo foi estimada em campo a partir de comparação com um objeto de tamanho conhecido.

As árvores foram classificadas em quatro graus de decomposição (GD) estabelecidos conforme suas características físicas (adaptado de Keller et al., 2004):

GD 1 - Processo de decomposição ainda não teve início.

GD 2 - Processo de decomposição iniciado, mas os tecidos ainda mantêm sua estrutura.

GD 3 - Processo de decomposição já se encontra em estado avançado.

GD 4 - Fase final de decomposição, tecidos se esboroam ao simples toque.

Estas categorias de GD também foram usadas por Veiga (2010) e Vieira et al. (2011) na mesma região. Os diferentes estágios de decomposição refletem diferentes densidades de madeira (Tabela 3; Vieira et al., 2011). Usando esta informação é possível estimar massa a partir do volume de cada árvore morta em pé.

O volume de MM em pé foi estimado para cada árvore morta mediante a fórmula usada por Luccas (2011), no Núcleo Santa Virginia, e Veiga (2010), nas mesmas parcelas, (Palace, 2006):

$$V = (\pi (0,795^2) ((DAP/2)/100)^2 h^{0,818}) / 0,818 \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde: **V** é volume da árvore morta em pé em m<sup>3</sup>, **DAP** é o diâmetro à altura do peito em cm (130 cm acima do solo) e **h** é a altura da árvore em m.

A fórmula acima se deriva da equação do volume de um cilindro, com uma correção de forma para não sobreestimar o volume das árvores mortas em pé. Para obter a estimativa da massa de MM em pé, o volume de cada árvore foi multiplicado pela densidade da madeira correspondente a seu grau de decomposição (Tabela 3). Para obter o valor de Mg ha<sup>-1</sup> de MM em pé, a massa de todas as árvores mortas foi somada por parcela.

$$M = \rho V \quad \text{(Equação 2)}$$

onde: **M** é a massa da árvore morta em pé em Mg,  **$\rho$**  é a densidade da madeira do grau de decomposição em g cm<sup>-3</sup> e **V** é volume da árvore morta em pé em m<sup>3</sup>.

Foram usados os valores de densidade da madeira de cada grau de decomposição publicados por Vieira et al. (2011) (Tabela 3).

A área basal de MM em pé por ha foi estimada mediante a soma da área basal de cada árvore morta em pé. Para cada indivíduo foi usada a fórmula da área de um círculo.

$$AB = \pi r^2 \quad \text{(Equação 3)}$$

onde: **AB** é a área basal da árvore morta em pé em m<sup>2</sup> e **r** é o raio da árvore à altura do peito (130 cm acima do solo).

**MM caída:** Foi estimada mediante o método de linhas de interceptação (van Wagner, 1982). A MM foi classificada segundo critérios de tamanho. Foi considerada **MM fina** aquela com diâmetro entre 2 e 10 cm e no momento da amostragem foi agrupada em duas subcategorias: (1) diâmetro entre 2 e 5 cm e (2) diâmetro entre 5 e 10 cm. Foi considerada **MM grossa** aquela com diâmetro maior que 10 cm. O estoque de MM caída foi quantificado em setembro de 2012 e em setembro de 2013.

Foram utilizadas as categorias de grau de decomposição (GD) adotadas por Keller et al. (2004). Esta classificação foi feita em campo para todas as peças de MM grossa medidas:

GD 1- Madeira sólida com folhas ou pequenos galhos 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 e frágil. Pode ser facilmente quebrada se apertada com as mãos.

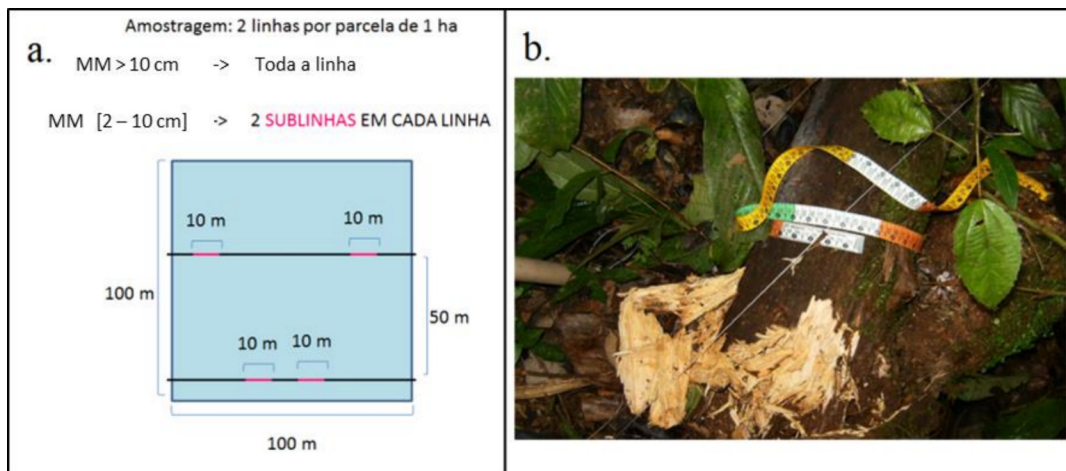
O método de linhas de interceptação (em inglês *line intersect method* ou *planar intersect method*) consiste em instalar linhas de comprimento conhecido (100 m) e medir o diâmetro das peças interceptadas por esta linha (Van Wagner, 1982). As peças de MM grossa foram medidas por toda extensão das linhas com uma fita métrica graduada (precisão de 1 mm), enquanto as de MM fina foram registradas em secções equivalentes a 20% da linha (duas secções de 10 m) sorteadas em cada linha de

intercepção e extrapoladas para o comprimento total da linha (100 m) (Figura 12a). A partir desta informação foi possível estimar o volume de MM caída para cada grau de decomposição, mediante a fórmula do método de linhas de intercepção (Van Wagner, 1982):

$$V = (\pi^2 \Sigma (d_n)^2) / 8 L \quad \text{(Equação 4)}$$

onde: **V** é o volume de MM em  $m^3 ha^{-1}$ , **d** é o diâmetro em cm da peça *n* no ponto de intercepção (Figura 12b) e **L** é o comprimento da linha em m.

A fórmula do método de linhas de intercepção baseia-se na probabilidade de que uma peça de MM na área amostrada seja interceptada pela linha. Essa probabilidade é proporcional ao comprimento da linha e ao comprimento da peça, e é inversamente proporcional ao tamanho da área amostrada (Marshall et al., 2000). A fórmula também assume que as peças de MM são cilíndricas (ou aproximadamente cilíndricas) no ponto que o diâmetro é medido, pois a fórmula do Huber (volume de um cilindro) está inserida na Equação 4. Ver ANEXO B para a dedução da fórmula do método de linhas de intercepção.



**Figura 12. a.** Distribuição das linhas de intercepção para quantificar MM caída dentro das parcelas. **b.** Medição de uma peça de MM grossa interceptada.

**Tabela 3.** Densidade média ( $\text{g cm}^{-3}$ ) de MM grossa caída e em pé em cada grau de decomposição e de cada categoria diamétrica de MM fina (2-5 cm, 5-10 cm e bambu).  
Fonte: Vieira et al. (2011).

Grau de decomposição	MM em pé	MM caída	% de C na MM
1	0,51	0,40	46,95
2	0,42	0,30	46,08
3	0,36	0,22	46,12
4	0,30	0,19	45,05
5		0,14	45,05
MM fina 5-10 cm		0,28	46,05
MM fina 2-5 cm		0,21	46,05
Bambu 2-5 cm		0,14 *	46,05

\* densidade de bambu estimada pelo autor desta dissertação mediante a relação entre peso seco (bambu secado em forno a  $65^{\circ}\text{C}$  até atingir peso constante) e volume úmido (volume estimado mediante a formula do volume de um cilindro,  $V = \pi r^2 \text{Comprimento}$ ) (n=30).

Vieira et al. (2011) estimaram a densidade da MM de cada GD (Tabela 3) mediante a metodologia descrita por Keller et al. (2004). A metodologia consiste em extrair amostras cilíndricas de volume conhecido de peças de cada GD e estimar sua densidade mediante a relação peso seco/volume. Além disso, é preciso estimar a proporção de espaços ocos e de madeira maciça de cada peça de MM mediante fotos digitais de cortes transversais. A densidade final de cada peça é obtida mediante a multiplicação da densidade das amostras cilíndricas pela proporção de madeira maciça para cada peça de MM (para uma descrição detalhada ver Keller et al., 2004). Vieira et al. (2011) também estimaram o teor de C em cada grau de decomposição.

A massa de MM grossa foi determinada considerando a densidade da madeira de cada GD (Tabela 3) na equação de Van Wagner (1982). Em cada parcela foi estimada a massa de MM em cada GD, estes valores foram somados para obter o valor total de  $\text{Mg ha}^{-1}$  de MM caída. Foram usados os valores de densidade de cada GD de MM estimados por Vieira et al. (2011) (Tabela 3):

$$M = \rho (\pi^2 \Sigma (d_n)^2 / 8 L) \quad \text{(Equação 5)}$$

onde: **M** é a massa de MM em Mg ha<sup>-1</sup>, **ρ** é a densidade da madeira de acordo com seu grau de decomposição em g cm<sup>-3</sup>, **d** é o diâmetro em cm da peça *n* no ponto de interceptação (Figura 12b) e **L** é o comprimento da linha em m.

Nesta metodologia, a MM fina não é medida, apenas contada (diâmetro: 2-5 e 5-10 cm) e posteriormente transformada em massa (Keller et al., 2004). Para auxiliar-nos na medida foi utilizado um gabarito que continha três aberturas, uma de 2 cm, uma de 5 cm e outra de 10 cm (Figura 13). Não foi considerado GD das peças de MM fina. O bambu morto sempre apresentou diâmetro de 2-5 cm e foi registrado separadamente. Para estimar a massa de MM fina foi usado o tamanho médio da classe de inclusão:

$$\mathbf{M} = \rho (\pi^2 \mathbf{n} (\mathbf{d})^2 / 8 \mathbf{L}) \quad \text{(Equação 6)}$$

onde: **M** é a massa de MM fina em Mg ha<sup>-1</sup>, **ρ** é a densidade da categoria de tamanho em g cm<sup>-3</sup> (Tabela 3), **n** é o número de peças da categoria de tamanho registradas na linha, **d** é o diâmetro médio da categoria de tamanho em cm (3,5 para peças de 2-5 cm, 7,5 para peças de 5-10 cm e 3,3 para bambu) e **L** é o comprimento da linha em m.



**Figura 13.** Quantificação de peças de MM fina. **a.** 5-10 cm de diâmetro. **b.** 2-5 cm de diâmetro.

O pressuposto do método de linhas de interceptação é que as peças de madeira estão distribuídas e orientadas aleatoriamente na região amostrada. Sob esta condição ideal, uma linha instalada em qualquer direção geraria um resultado não tendencioso (Van Wagner, 1982). Para verificar esta condição foi registrada a orientação do eixo longitudinal de todas as peças de MM grossa (diâmetro > 10 cm) medidas, em grau (°) em relação ao Norte (°N) mediante uma bússola. Este valor representa a direção de



queda de cada árvore. A partir desta informação foi elaborado um histograma de frequências por cada período de medição (Figura 16), encontrou-se que as peças estão orientadas aleatoriamente.

Para uma descrição detalhada do método de linhas de interceptação revisar Van Wagner (1982) e Marshall et al. (2000).

**Tabela 4.** Distribuição das linhas de interceptação ao longo do gradiente altitudinal instaladas em setembro de 2012.

Formação vegetal	Parcela	Altitude	Quantidade de linhas instaladas
Restinga	A	10 m	Três linhas de 100 m cada
Terras Baixas	B	46 m	Duas linhas de 100 m cada
	C	56 m	Duas linhas de 100 m cada
	D	64 m	Duas linhas de 100 m cada
	E	76 m	Duas linhas de 100 m cada
	F	100 m	Três linhas de 100 m cada *
Submontana (200 m)	G	187 m	Duas linhas de 100 m cada *
	H	209 m	Duas linhas de 100 m cada *
	I	350 m	Duas linhas de 100 m cada
Submontana (360 m)	J	372 m	Duas linhas de 100 m cada
	Q	620 m	Seis linhas de 50 m cada
Montana (600 m)	P	808 m	Seis linhas de 50 m cada
Montana (1.050 m)	K	1066 m	Duas linhas de 100 m cada
	L	1051 m	Duas linhas de 100 m cada
	M	1045 m	Duas linhas de 100 m cada
Montana explorada (1.025 m)	N	1025 m	Duas linhas de 100 m cada
		Total:	3.600 m **

\* Em fevereiro de 2013 foram instaladas linhas adicionais: na parcela F (Terras Baixas explorada) duas linhas de 250 m; na parcela G (Submontana) uma linha de 100 m e uma de 50 m; e na parcela H duas linhas de 100 m e uma de 200 m. As linhas adicionais foram instaladas para igualar o esforço amostral nas formações: Terras Baixas, Terras Baixa explorada e Submontana (200 m). \*\* Valor total apresentado na Tabela representa só as linhas instaladas em setembro de 2012; considerando as linhas adicionais, o total é 4.650 m de linha.

No mês de setembro de 2012 foram distribuídas 30 linhas de interceptação de 100 m e 12 linhas de interceptação de 50 m nas 16 parcelas (Tabela 4). Em cada parcela foram instaladas pelo menos duas linhas, paralelas, separadas por 50 m (Figura 12a) para garantir que nenhuma peça de MM fosse medida em duas linhas diferentes (as maiores árvores registradas nas parcelas têm uma altura de 35 m) e evitar a pseudoreplicação. Os valores obtidos nessa data correspondem ao estoque de MM caída no ano 2012. Todas as peças interceptadas foram pintadas ou removidas após serem medidas para que as linhas pudessem ser utilizadas na quantificação da produção de MM caída.

Em setembro do ano 2013 um novo conjunto de linhas foi instalado nas parcelas para verificar a variação interanual no estoque de MM, paralelas às instaladas em 2012 (separadas delas por 25 m), mantendo o mesmo esforço amostral em todas as parcelas.

### **Produção de MM**

Entre 2012 e 2013 foram realizados dois monitoramentos da produção de MM caída para avaliar a influência da sazonalidade (maior e menor intensidade de chuva) nesse processo.

Assim, no final de fevereiro de 2013, seis meses após a instalação das linhas, foi feito o primeiro monitoramento para estimar a produção de MM caída no período de maior intensidade de chuva (verão). Foram utilizados os mesmos métodos descritos acima, utilizando as linhas instaladas em setembro de 2012 (Figura 12a), porém considerando unicamente as peças que caíram sobre as linhas de interceptação entre setembro de 2012 e fevereiro de 2013 (ou seja, as peças encontradas sem pintar). Neste período a precipitação média mensal foi 256,2 mm (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais INPE, 2013), e a temperatura média mensal foi 23,8°C (Centro de Pesquisas Climáticas e Meteorológicas Aplicadas à Agricultura CEPAGRI, 2013), do ano (Tabela 5). Todas as peças foram pintadas ou removidas da linha após serem medidas.

**Tabela 5.** Variação da temperatura e a precipitação ao longo do ano. Fonte: CEPAGRI (2013) e INPE (2013).

Ano	Mês	Período monitorado*	Temp. média do ar (°C)**	Pluviosidade (mm) Núcleo Picinguaba
2012	Setembro	1	21	99,4
	Outubro	1	22	84,2
	Novembro	1	23	164,8
	Dezembro	1	25	228,2
2013	Janeiro	1	26	721
	Fevereiro	1	26	239,8
	Março	2	25	365
	Abril	2	23	83,8
	Maio	2	21	154,6
	Junho	2	20	40,6
	Julho	2	19	139,4
	Agosto	2	20	71,4

\* O primeiro período de monitoramento (1) corresponde aos meses mais quentes e chuvosos (verão), O segundo período de monitoramento (2) corresponde aos meses mais frios e menos chuvosos (inverno) \*\* Temperatura corresponde ao município de Ubatuba, altitude 2 m.

O segundo monitoramento para estimar produção de MM foi feito em setembro de 2013. Consideraram-se unicamente as peças que caíram sobre as linhas de interceptação entre março e setembro de 2013. Este é o período de menor intensidade de chuva (inverno), a precipitação média mensal foi 142,5 mm (INPE, 2013), e mais frio, temperatura média mensal foi 21,3°C (CEPAGRI, 2013) (Tabela 5). Todas as peças foram pintadas ou removidas da linha após serem medidas.

Embora não haja uma estação seca bem definida (Joly et al., 2012), a temperatura e a precipitação mudam tanto altitudinal quanto sazonalmente. O efeito destes fatores (variação altitudinal e variação sazonal) na produção e no estoque de MM foi analisado independentemente.

### **Taxa de decomposição**

A taxa de decomposição de MM caída foi estimada usando o modelo simples de Olson (1963), que assume que a floresta esteja em equilíbrio (não houve diferença no estoque de madeira morta entre os anos 2012 e 2013, logo o pressuposto se cumpre para o período avaliado).

$$\mathbf{k = P / E} \qquad \qquad \qquad \mathbf{(Equação 7)}$$

onde: **k** é a taxa de decomposição de MM caída em anos<sup>-1</sup>, **P** é produção de MM em Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e **E** é o estoque de MM em Mg ha<sup>-1</sup>.

O modelo está baseado na equação:

$$\mathbf{dE/dt = P - k E} \qquad \qquad \qquad \mathbf{(Equação 8)}$$

Assumindo que a dinâmica da floresta esteja em equilíbrio, a mudança no estoque de MM no tempo (dE/dt) seria igual a zero (Chao et al., 2009).

Igualmente, o tempo de residência da MM pode ser estimado assumindo o estado de equilíbrio entre estoque e produção de MM (Clark et al., 2002; Palace et al., 2008).

$$\mathbf{T = E / P} \qquad \qquad \qquad \mathbf{(Equação 9)}$$

onde: **T** é o tempo de residência de MM caída em anos, **E** é o estoque de MM em Mg ha<sup>-1</sup> e **P** é produção de MM em Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

### **Variáveis preditoras**

O estoque e a produção de MM foram relacionados com variáveis preditoras que, de acordo com a literatura (Stevens, 1997; Moore et al., 1999; Chambers et al., 2000; Kueppers & Harte; 2005; Palace et al., 2008; Chao et al., 2009; Palace et al., 2012), podem ter influência nestes. As variáveis foram:

**Biomassa viva acima do solo:** Biomassa de árvores com DAP  $\geq 4,8$  cm. A biomassa das parcelas A – N foi estimada por Alves et al. (2010). A biomassa das parcelas P e Q foi estimada pelo autor desta dissertação a partir da informação dos censos florestais do projeto BIOTA Gradiente Funcional, ano 2011 (Souza, 2013; Moraes, dados não publicados). Em todos os casos foram utilizadas equações alométricas específicas para árvores (Chave et al., 2005), palmeiras (Nascimento & Laurance, 2002) e samambaias (Tiepolo et al., 2002):

$$B_{\text{árvore}} = \exp(-2,977 + \ln(\rho \text{ DAP}^2 \text{ H})) \quad \text{(Equação 10)}$$

$$B_{\text{palmeira}} = \exp(5,7236 + 0,9285 \ln(\text{DAP}^2)) 1,05001 / 10^3 \quad \text{(Equação 11)}$$

$$B_{\text{samambaia}} = -4266348 / (1 - (2792284 \exp(-0,313677 \text{ H}))) \quad \text{(Equação 12)}$$

onde: **B** é a biomassa viva da árvore, palmeira ou samambaia em kg,  **$\rho$**  é a densidade da madeira da espécie de árvore em  $\text{g cm}^{-3}$ , **DAP** é diâmetro à altura do peito em cm e **H** é a altura do indivíduo em m.

A biomassa por parcela é o resultado da soma da biomassa de todos os indivíduos presentes. (Figura 14, Tabela 6).

**Densidade da madeira:** Para identificar a densidade da madeira de cada espécie presente nas parcelas foi usada a base de dados de Zanne et al. (2009). A informação taxonômica de cada parcela foi extraída dos censos florestais desenvolvidos pelo projeto BIOTA Gradiente Funcional (Joly & Martinelli, 2004).

O valor de densidade da madeira de cada parcela é a média da densidade da madeira dos indivíduos identificados taxonomicamente presentes na parcela. Foi usada a densidade do gênero para os indivíduos cuja espécie não estava presente na base de dados. Foi usada a densidade da família para os indivíduos cujo gênero não estava presente na base de dados. (Figura 14, Tabela 6).

**Área de clareira:** Foi estimada por Caron (dados não publicados) a partir da informação dos censos florestais do projeto BIOTA Gradiente Funcional. Esta variável

é um indicativo do histórico de distúrbio, dado que locais com maior área de clareira provavelmente sofreram a queda que grandes árvores no passado recente (Figura 14, Tabela 6).

**Pluviosidade:** Neste estudo foi considerada tanto a variação altitudinal, quanto a variação sazonal na pluviosidade, porém o efeito destas foi avaliado independentemente:

**Pluviosidade sazonal:** Dados obtidos do INPE (2013) (Tabela 5 e Tabela 9). Foi usada para explicar a variação sazonal na produção de MM e a variação interanual no estoque de MM na FOD Atlântica como um todo. (Esta variável não está incluída na Figura 14, nem na Tabela 6).

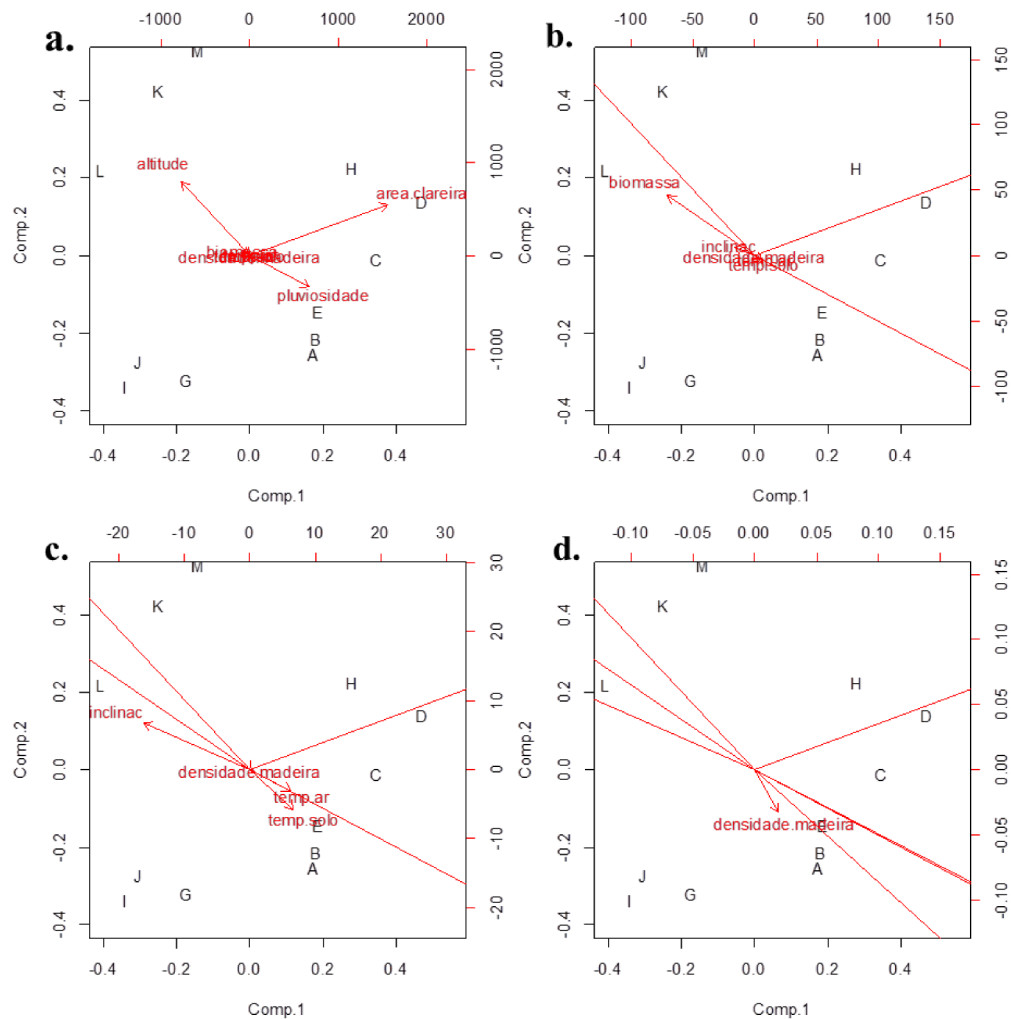
**Pluviosidade altitudinal:** Dados modelados por Scaranello (não publicados) mediante o software DIVA-GIS a partir da base de dados Word Clim (2,5 minutos) (Hijmans et al., 2005). Foi usada para explicar a variação na produção e no estoque de MM ao longo do gradiente altitudinal. (Figura 14, Tabela 6).

**Inclinação:** Inclinação média do terreno de cada parcela. Dados estimados por Scaranello (2013). (Figura 14, Tabela 6).

**Temperatura:** A temperatura do solo foi medida mensalmente em pontos aleatórios em cada parcela por Sousa Neto et al. (2011). A temperatura do ar foi modelada por Scaranello (dados não publicados) mediante o software DIVA-GIS a partir da base de dados Word Clim (2,5 minutos) (Hijmans et al., 2005) (Figura 14, Tabela 6).

**Altitude:** Mudança na altitude ao longo do gradiente foi medida por Alves et al. (2010). A altitude não é uma variável preditora em si, mas é uma variável operacional que explica as mudanças nas condições ambientais ao longo do gradiente (Figura 14, Tabela 6).

Foi usada uma análise de PCA para visualizar a relação entre as variáveis preditoras. Nessa análise não foram incluídas as parcelas F e N por terem sofrido exploração seletiva de madeira até a década de 1980.



**Figura 14.** PCA das variáveis preditoras: altitude (m), área de clareira ( $m^2$ ), pluviosidade (mm), biomassa viva acima do solo ( $Mg\ ha^{-1}$ ), inclinação ( $^\circ$ ), densidade da madeira ( $g\ cm^{-3}$ ), e temperatura do ar e do solo ( $^\circ C$ ). Cada letra em maiúscula representa uma parcela. **a.** PCA visualizando todas as variáveis. **b.** PCA (Figura 14a) aumentada 14 vezes. **c.** PCA (Figura 14a) aumentada 74 vezes. **d.** PCA (Figura 14a) aumentada 14.000 vezes.

Na PCA foi encontrado que a biomassa viva acima do solo (Figura 14b) e a inclinação (Figura 14c) estão correlacionadas com a altitude, enquanto a pluviosidade (Figura 14a), a densidade da madeira (Figura 14d) e a temperatura (Figura 14c) estão negativamente correlacionadas com a altitude. Assim, locais mais altos são mais frios e menos chuvosos. Cabe mencionar que segundo Joly et al. (2012) a frequente presença de

neblina na formação Montana (acima de 500 m de altitude) representa uma proporção significativa do balanço hídrico, isto pode significar que mesmo existindo uma mudança na pluviosidade (Tabela 6) não existe uma mudança forte na umidade ao longo do gradiente.

**Tabela 6.** Variáveis predictoras. Fonte: Alves et al. (2010), Sousa Neto et al. (2011), Souza (2013), Morais (dados não publicados), Caron (dados não publicados) e Scaranello (dados não publicados).

Parcela	Altitude (m)	Inclinação (°)	Pluviosidade (mm)	Área de clareira (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Temp. média anual do ar (°C)	Temp. média anual do solo (°C)	Biomassa viva (Mg ha <sup>-1</sup> )	Densidade da madeira (g cm <sup>-3</sup> )
A	10	1,1	2406	2662	22,6	23,4	166	0,649
B	46	14,7	2406	2700	22,6	23,0	211	0,644
C	56	15,7	2406	3173	22,6	22,9	190	0,628
D	64	12,6	2406	3526	22,6	22,9	181	0,628
E	76	11,1	2324	2774	22,3	22,8	222	0,639
F*	100	11,9	2582	4770	21,9	22,2	233	0,624
G	187	12,2	1975	1970	18,3	20,6	224	0,618
H	209	9,2	1975	3245	18,3	20,5	257	0,623
I	350	27,3	1865	1627	17,5	19,6	260	0,629
J	372	25,5	1865	1749	17,5	19,4	244	0,645
Q	620	NA	1836	NA	17,18	17,2	324	0,63
P	808	NA	1789	NA	16,76	16,1	289	0,621
K	1066	25,5	1724	2314	16,3	15	323	0,60
L	1051	24,1	1724	1853	16,3	14,9	242	NA
M	1045	25,6	1724	2600	16,3	14,9	242	0,61
N*	1025	15,8	1724	3860	16,3	14,8	278	0,60

\* Locais onde estão instaladas as parcelas F e N sofreram exploração seletiva de madeira até a década de 1980.



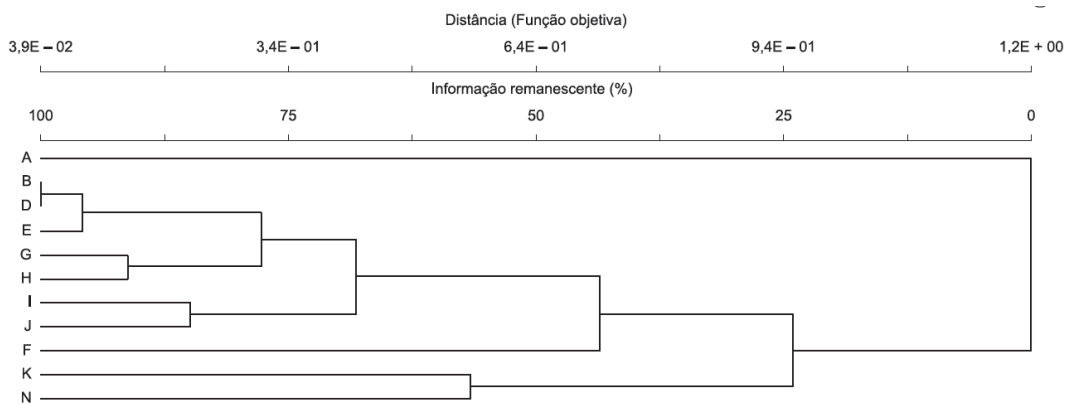
## **Análise estatística**

Foram feitas regressões lineares para relacionar cada variável preditora com a produção e o estoque de MM. Cada parcela foi considerada uma unidade amostral (um ponto na regressão) (n=14). Não foram incluídas as parcelas F e N por terem sofrido exploração seletiva de madeira até a década de 1980. Foram testados os pressupostos da regressão linear: normalidade de resíduos mediante teste Shapiro, linearidade da regressão mediante inspeção visual (linha de tendência) e homoscedasticidade de variância ao longo da linha de regressão mediante inspeção visual (gráfico de resíduos da regressão). Foi verificada a ausência de *outliers* mediante a distância de Cook. Os dados foram transformados quando não cumpriam os pressupostos. Quando mesmo após serem transformados os dados não cumpriam os pressupostos, foi usada a Correlação de Spearman.

Foram usadas análises de variância (ANOVAs) de um fator (formação vegetal) seguidas de teste de Tukey para identificar diferenças entre as formações vegetais monitoradas. Foram definidos 9 níveis a partir de agrupamentos de parcelas, considerando altitude e histórico de exploração na classificação: (1) Restinga 10 m, parcela A; (2) Terras Baixas 60 m, parcelas B, C, D e E; (3) Terras Baixas explorada 100 m, parcela F; (4) Submontana 200 m, parcelas G e H; (5) Submontana 360 m, parcelas I e J; (6) Montana 600 m, parcela Q; (7) Montana 800 m, parcela P; (8) Montana explorada 1.025 m, parcela N; e (9) Montana 1.050 m, parcelas K, L e M. Dado que o número de parcelas não é balanceado entre níveis, e que alguns níveis são representados por uma parcela só, foi necessário subdividir as parcelas em quatro subparcelas de 0,25 ha (parcelas A, F, P, Q e N) ou duas subparcelas de 0,5 ha (parcelas G, H, I e J) e considerar as subparcelas como pseudoréplicas na análise. Mediante este procedimento de pseudoreplicação foi possível incluir todas as formações vegetais nas análises (com n=4). Este procedimento também foi utilizado por Alves et al. (2010), eles reportam que não há autocorrelação espacial entre as 4 pseudoréplicas da formação Restinga (parcela A). Nas análises que consideraram MM caída foi utilizado um procedimento semelhante: nas parcelas A, F, G, H, I, J, P e Q, cada linha de interceptação (100 m de comprimento cada) (Tabela 4) foi considerada uma réplica, assim foi possível balancear as réplicas entre níveis (n=3 em Restinga 10 m, Terras Baixas explorada 100 m, Montana 600 m, Montana 800 m e Montana 1.050 m; e n=4 em, Terras Baixas 60 m, Submontana 200 m e Submontana

360 m). Na parcela N (Montana explorada 1.025 m) cada linha foi dividida em 2 segmentos de 50 m e cada segmento foi considerado uma pseudoréplica (n=4). Para identificar diferenças entre locais explorados e não explorados foram usadas ANOVAs com comparações planejadas, comparando Terras Baixas explorada 100 m e Montana explorada 1.025 m com Terras Baixas 60 m, Submontana 200 m e Montana 1.050 m. Foram testados os pressupostos da ANOVA: normalidade mediante teste Shapiro e homoscedasticidade de variâncias mediante teste Bartlett. Os dados foram transformados quando não cumpriam os pressupostos.

Cabe mencionar que cada nível definido para fazer o teste ANOVA corresponde com os agrupamentos de maior similaridade florística (Figura 15) identificadas por Joly et al. (2012).



**Figura 15.** Análise florística das parcelas permanentes do Projeto BIOTA Gradiente Funcional. Agrupamento de similaridade florística mediante UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean). Fonte: Joly et al. (2012).

Foram usados testes t pareados para identificar a variação sazonal na produção de MM e a variação interanual no estoque de MM. Nesta análise também foram incluídos os valores de estoque levantados em 2008 por Veiga (2010), na mesma área de estudo. Foram testados os pressupostos do teste t: normalidade mediante teste Shapiro e homoscedasticidade de variâncias mediante teste Bartlett.

As análises foram feitas mediante os softwares R (R Development Core Team, 2012) e Microsoft Excel.

### **Hipóteses estatísticas:**

- Estoque de MM ao longo do gradiente:

Análise: Regressão linear.

H<sub>0</sub>: O estoque de MM não muda ao longo do gradiente.

H<sub>1</sub>: O estoque de MM aumenta com a altitude

H<sub>2</sub>: O estoque de MM diminui com a altitude

- Produção de MM (caída) em períodos de diferente intensidade de chuva:

Análise: Teste t pareado.

H<sub>0</sub>: A produção de MM não muda entre períodos de diferente intensidade de chuva.

H<sub>1</sub>: A produção de MM é menor no período de maior intensidade de chuva.

H<sub>2</sub>: A produção de MM é maior no período de maior intensidade de chuva.

- Efeito a longo prazo da exploração seletiva de madeira no estoque de MM:

Análise: ANOVA com comparações planejadas.

H<sub>0</sub>: Áreas exploradas e não exploradas não apresentam diferenças no estoque de MM.

H<sub>1</sub>: Áreas previamente exploradas apresentam menores valores de estoque de MM.

H<sub>2</sub>: Áreas previamente exploradas apresentam maiores valores de estoque de MM.

- Efeito a longo prazo da exploração seletiva de madeira na produção de MM (caída):

Análise: ANOVA com comparações planejadas.

H<sub>0</sub>: A produção de MM não muda entre áreas exploradas e não exploradas.

H<sub>1</sub>: A produção de MM é menor em áreas previamente exploradas.

H<sub>2</sub>: A produção de MM é maior em áreas previamente exploradas.

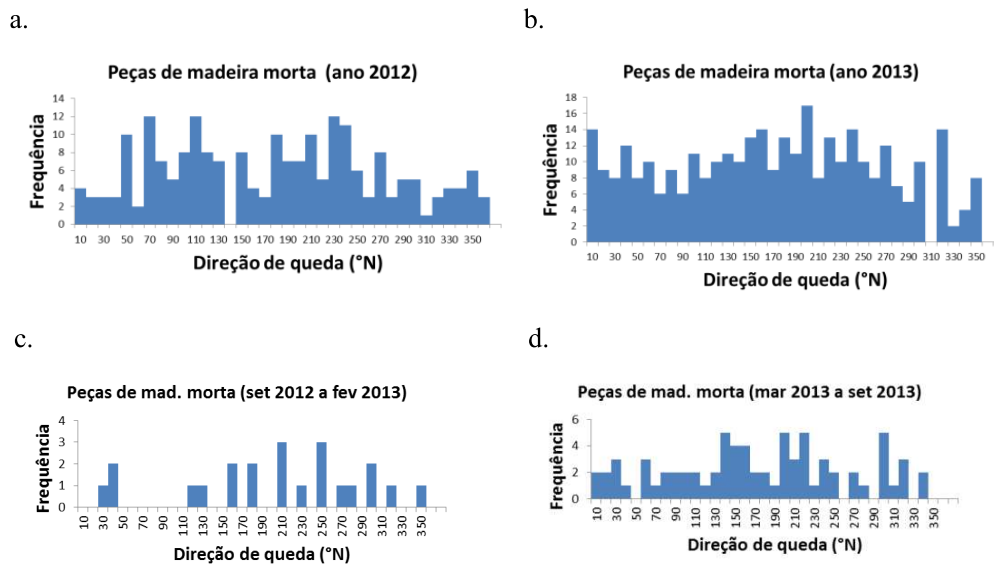
## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **Validação do método de linhas de interceptação**

O método de linhas de interceptação pressupõe que as peças de madeira estejam distribuídas aleatoriamente na região amostrada. Esta condição foi verificada elaborando um histograma de frequências com a direção de queda de cada peça de MM

grossa (Figura 16) por cada período de medição. Nos histogramas não foi identificada nenhuma tendência na direção de queda da MM, cumprindo-se o pressuposto.

Segundo Van Wagner (1982) o mínimo esforço amostral admissível para avaliar estoque de MM é 90 m de linha para cada 20 ha monitorados. Portanto, o esforço amostral utilizado (200 a 300 m de linha por ha) é suficiente para estimar o estoque de MM em cada parcela de 1 ha.



**Figura 16.** Histogramas de frequência da direção (°N) das peças de MM caída. **a.** Estoque de MM no ano 2012 (teste Shapiro,  $p < 0,001$ ). **b.** Estoque de MM no ano 2013 (teste Shapiro,  $p < 0,001$ ). **c.** Produção de MM no período setembro 2012 a fevereiro 2013 (teste Shapiro,  $p = 0,24$ ). **d.** Produção de MM no período março 2013 a setembro 2013 (teste Shapiro,  $p = 0,09$ ).

A precisão do método de linhas de interceptação pode ser verificada a partir da razão entre o erro padrão ( $EP = s/\sqrt{n}$ ) e o valor de MM estimado. O ideal é que o erro padrão seja  $\pm 10$  por cento do valor de MM estimado (Van Wagner, 1982). No entanto um valor de erro padrão de  $\pm 20$  por cento do valor estimado também é considerado aceitável. Valores de erro padrão para MM caída (da FOD Atlântica como um todo) se encontram dentro dos limites sugeridos por Van Wagner (1982) (ver próxima seção). No entanto, os valores de erro padrão para MM caída em cada formação vegetal (ver seção Métodos, Análise estatística) excedem os limites sugeridos por Van Wagner (erro

padrão > 20% do valor estimado), isto seguramente se deve ao pequeno número de réplicas por cada formação vegetal (n=4). Logo os dados usados para fazer regressões lineares e testes t são mais precisos do que os usados para comparar formações vegetais mediante ANOVAs. Seria bom instalar mais linhas de interceptação em cada formação vegetal para incrementar a precisão em monitoramentos futuros.

### **Estoque de MM na FOD Atlântica**

O estoque médio de MM caída foi  $13,1 \pm 1,4 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $\pm$  erro padrão), enquanto o de MM em pé foi  $3,1 \pm 0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ . A massa de MM equivale a 7% da biomassa viva acima do solo na floresta. O estoque total de MM (considerando MM caída e em pé) foi  $16,2 \pm 1,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ . 81% do estoque corresponde a MM caída, enquanto só 19% do estoque corresponde a MM em pé.

Foi estimada a proporção que cada categoria de tamanho aporta ao estoque total de MM. Do estoque de MM caída no ano 2012, 62% corresponde a MM grossa (diâmetro > 10 cm), 20% corresponde a MM fina entre 5 e 10 cm de diâmetro, 11% corresponde a MM fina de entre 2 e 5 cm de diâmetro, e os 7 % restantes a bambu. No ano 2013, esses números foram de 70% do estoque correspondente a MM grossa, 17% a madeira de 5 a 10 cm de diâmetro, 9% a madeira de 2 a 5 cm de diâmetro e 4% a bambu. Cabe mencionar que o bambu, que é da espécie *Merostachys neesii* (Joly et al., 2012), só está presente na formação Montana, a 1.050 m de altitude. Em forma geral as proporções de cada categoria de tamanho se mantiveram constantes ao longo do tempo.

O número médio de árvores mortas em pé por ha foi  $58 \pm 5,7$ , no ano 2012 (Figura 25a). A área basal de MM em pé foi  $1,7 \pm 0,2 \text{ m}^2$  (Figura 25b) e o estoque de MM em pé foi  $3,1 \pm 0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ , no mesmo ano (Figura 25c). A MM em pé representa 19% do estoque total de MM. A baixa proporção da MM em pé sugere que a queda é uma causa importante de mortalidade e que, provavelmente, os frequentes distúrbios climáticos (e.g. vento e chuva) derrubam em pouco tempo as árvores que morrem em pé. Aquilo também se evidenciou nos inventários florestais do projeto Biota Gradiente Funcional, nos quais a maioria das árvores mortas se encontrava caída.

**Estoque de MM em quatro formações vegetais de FOD Atlântica: Restinga (10 m), Terras Baixas (10-100 m), Submontana (100-500 m) e Montana (500-1000 m).**

Nesta seção serão comparadas apenas as áreas não exploradas: Restinga, Terras Baixas, Submontana e Montana. As áreas Montana explorada e Terras Baixas explorada serão consideradas posteriormente.

Não houve diferença no estoque de MM caída entre as diferentes formações vegetais no ano 2012 (ANOVA,  $F_{8,22}=1,06$ ;  $p=0,42$ ) (Figura 17a). Por outro lado, no ano 2013 o estoque de MM caída na formação Montana foi três vezes maior do que o estoque na formação Restinga (ANOVA,  $F_{7,20}=3,23$ ;  $p=0,02$ ) (Tabela 7, Figura 17b). Mesmo existindo diferenças no alocamento da MM ao longo da área de estudo entre os anos 2012 e 2013, o valor médio de estoque de MM não mudou entre esses anos. O que significa que a premissa de equilíbrio é válida para o período avaliado.

O estoque de MM em pé (Figura 17c) e o número de árvores mortas em pé (Figura 18c) não diferiu entre as formações vegetais no ano 2012.

Nos anos 2006 e 2008, o número de árvores mortas em pé na formação Montana ( $100\pm 11,9$  indiv.  $ha^{-1}$  [ $\pm$  erro padrão]) foi quase três vezes superior ao número de árvores mortas em pé na formação Terras Baixas ( $35\pm 1,8$  indiv.  $ha^{-1}$ ) (teste de Tukey,  $p=0,03$ ) (Figura 18b).

No ano 2013 o estoque de MM caída apresentou uma relação positiva com a altitude (Regressão linear,  $R^2=0,45$ ;  $p=0,004$ ) (Figura 19c) e uma relação negativa com a temperatura média anual do solo (Regressão linear,  $R^2= 0,34$ ;  $p=0,03$ ) (Figura 19d), o que significa que os locais menos chuvosos e mais altos (onde a temperatura é menor) apresentam maior quantidade de MM, talvez isto se deva a que sob essas condições climáticas a taxa de decomposição da matéria orgânica é menor (Chambers et al., 2000; Raich et al.; 2006). Cabe mencionar que, se forem consideradas as parcelas exploradas F e N na análise de regressão, encontraria-se uma relação significativa negativa entre estoque de MM caída, ano 2013, e pluviosidade (Regressão linear,  $R^2= 0,35$ ;  $p=0,03$ ).

**Tabela 7.** Estoque de MM caída ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) nas parcelas do projeto BIOTA Gradiente Funcional de FOD Atlântica.

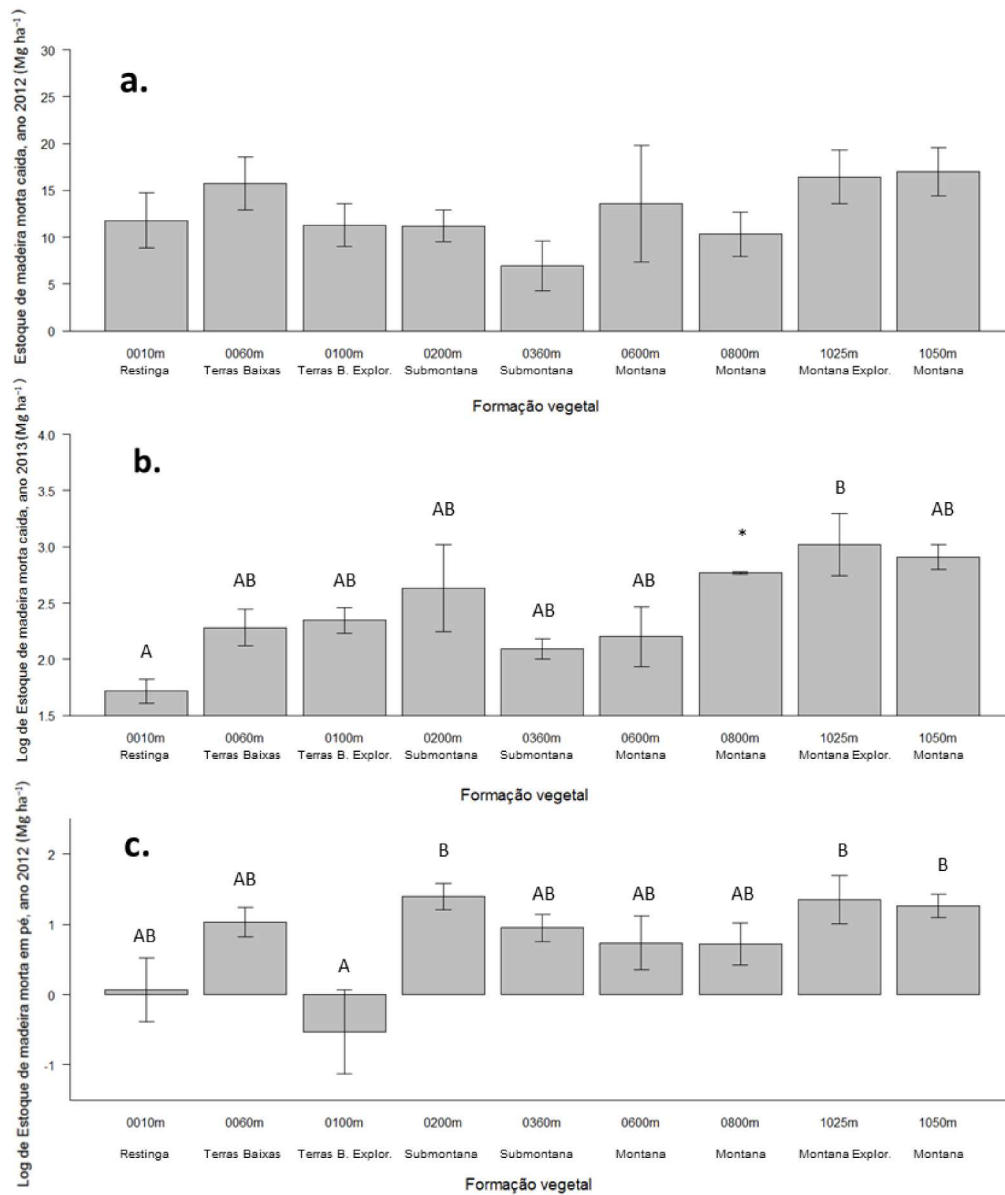
Parcela	Altitude	MM caída		
		2008	2012	2013
A	10 m	31,49	11,79	5,64
B	46 m	19,24	17,52	11,21
C	56 m	22,39	16,50	8,63
D	64 m	30,89	7,80	14,15
E	76 m	19,38	21,14	6,72
*F	100 m	32,87	11,29	10,64
G	187 m	16,61	12,34	22,29
H	209 m	24,65	10,09	9,72
I	350 m	NA	5,84	7,18
J	372 m	21,37	8,04	9,20
Q	620 m	NA	13,71	9,83
P	808 m	NA	10,32	15,91
K	1066 m	13,97	9,65	19,37
L	1051 m	35,38	16,79	21,44
M	1045 m	44,74	17,93	14,74
*N	1025 m	52,10	9,88	22,89

\* Locais onde foram instaladas as parcelas F e N sofreram exploração seletiva de madeira até a década de 1980.

No ano 2013, as formações vegetais de Restinga e Terras Baixas distinguidas por uma alta pluviosidade ( $2.406 \text{ mm ano}^{-1}$ , Tabela 6) e alta temperatura média anual do ar ( $22,6^\circ\text{C}$ , Tabela 6), apresentaram valores totais de estoque de MM de  $7,1 \pm 0,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $13,2 \pm 1,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  respectivamente. Estes valores são menores aos apresentados pelas formações vegetais Submontana ( $15,6 \pm 3,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e Montana ( $19,4 \pm 2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), formações caracterizadas por serem mais frias ( $21,9^\circ\text{C}$  a  $16,3^\circ\text{C}$ ) e menos chuvosas ( $1.906 \text{ mm ano}^{-1}$ ). Isto corrobora a hipótese inicial de que as condições climáticas têm influência no estoque de MM nas diferentes áreas avaliadas.

Não foi encontrada relação entre estoque de MM caída e área de clareira (Ano 2013, Regressão linear,  $R^2 = 0,07$ ;  $p = 0,39$ ). Nos anos 2008 e 2012 não foi encontrada relação

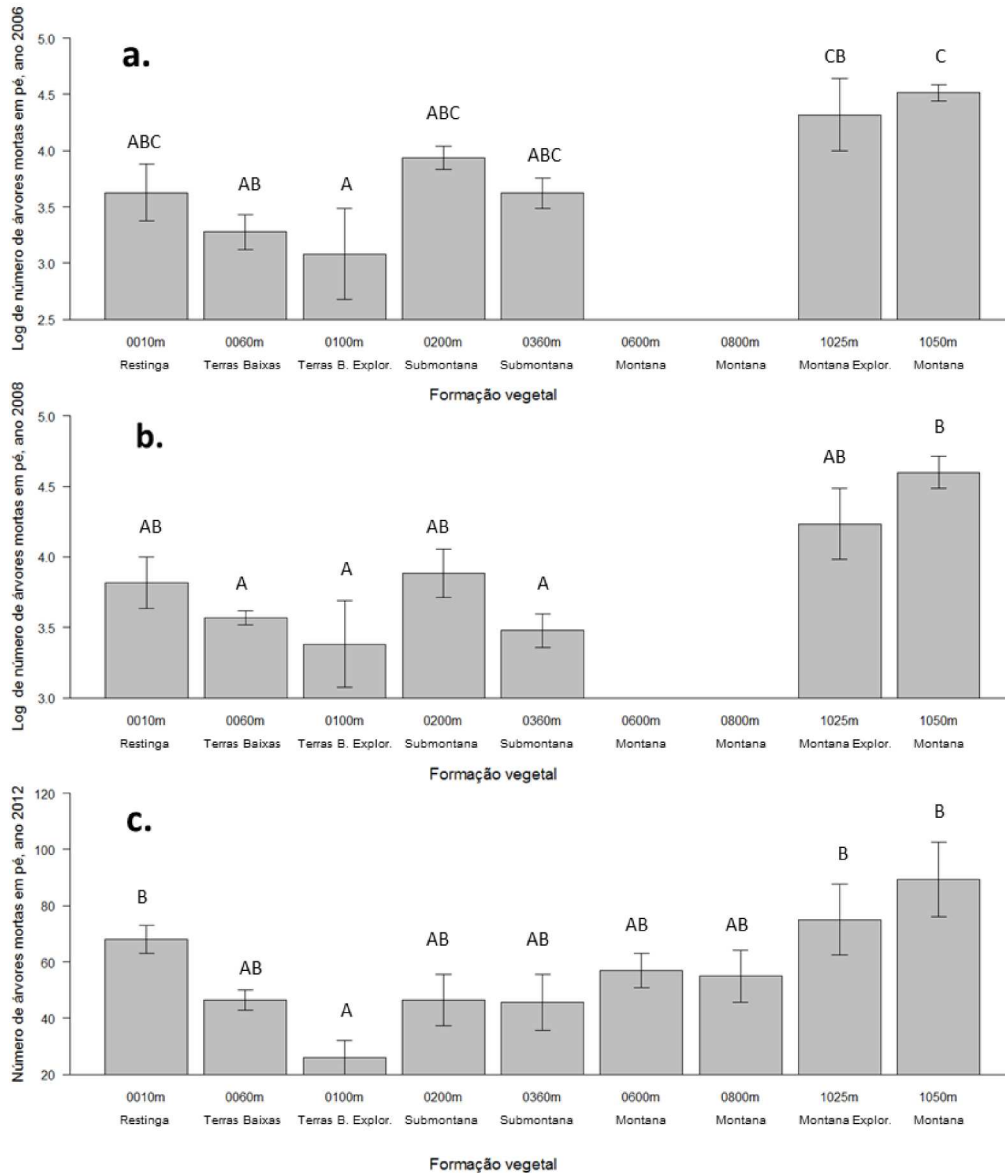
entre o estoque de MM caída e as outras variáveis ambientais consideradas: altitude, pluviosidade, densidade de madeira, área de clareira, biomassa, inclinação e temperatura (Regressões lineares) (Figura 19a, 19b).



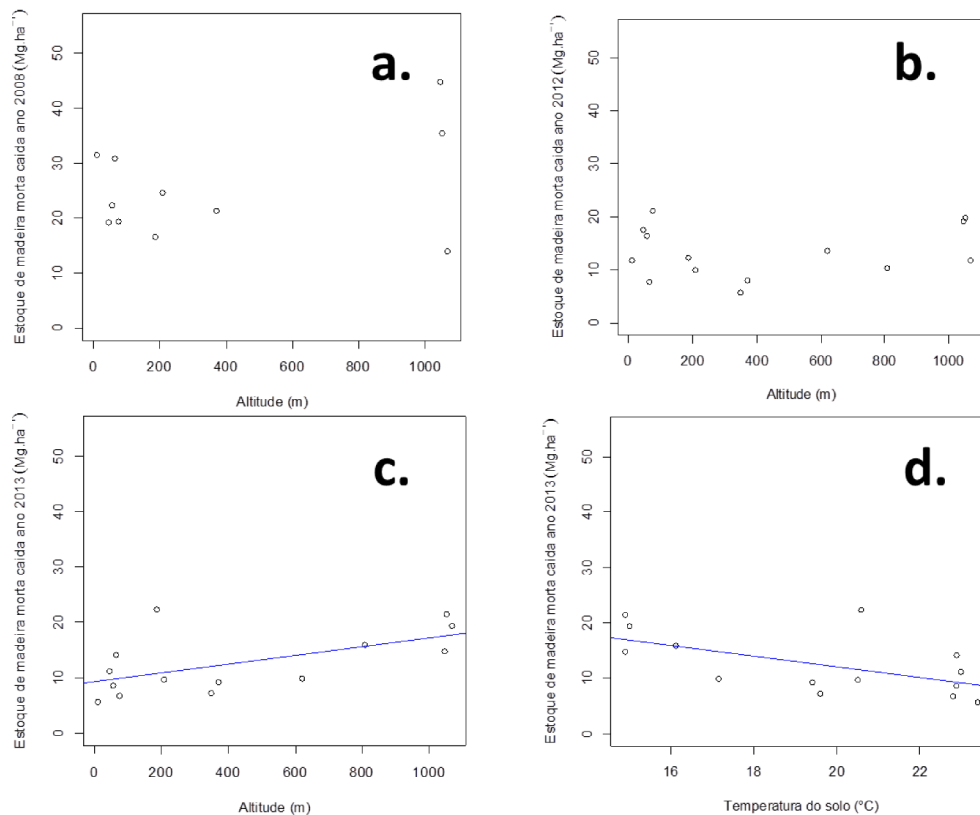
**Figura 17.** Estoque de MM (Mg ha<sup>-1</sup>) em diferentes formações vegetais. Os valores representam a média (n=4) ± erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Teste de Tukey, p<0,05). **a.** Estoque de MM caída no ano 2012 (ANOVA, F<sub>8,22</sub>=1,06; p=0,42). **b.** Estoque de MM caída no ano 2013, valores de estoque transformados mediante Logaritmo natural (ANOVA, F<sub>7,20</sub>=3,23; p=0,02) (\*“Montana, 800m” não incluída pois não cumpriu os pressupostos mesmo após os



dados serem transformados). **c.** Estoque de MM em pé no ano 2012, valores de estoque foram transformados mediante Logaritmo natural (ANOVA,  $F_{8,26}=3,33$ ;  $p=0,009$ ).

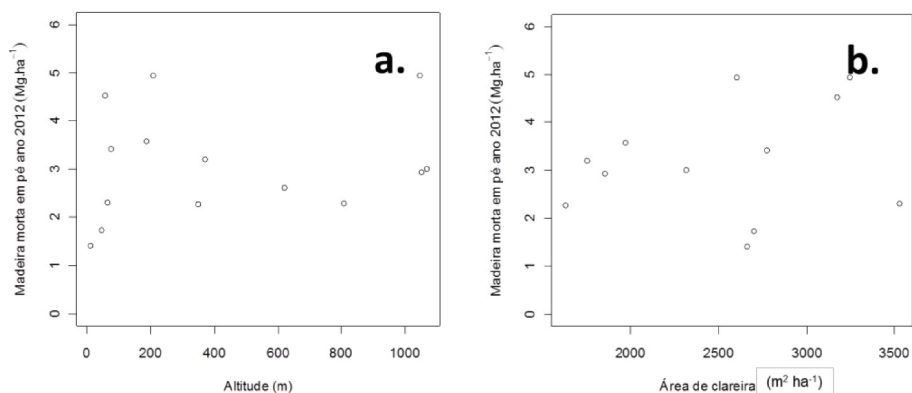


**Figura 18.** Número de árvores mortas em pé em diferentes formações vegetais. Os valores representam a média ( $n=4$ )  $\pm$  erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Teste de Tukey,  $p<0,05$ ). **a.** Logaritmo natural do número de árvores mortas em pé no ano 2006 (ANOVA,  $F_{6,20}=4,3$ ;  $p=0,006$ ). **b.** Logaritmo natural do número de árvores mortas em pé no ano 2008 (ANOVA,  $F_{6,20}=4,6$ ;  $p=0,004$ ). **c.** Número de árvores mortas em pé no ano 2012 (ANOVA,  $F_{8,26}=4,4$ ;  $p=0,002$ ).



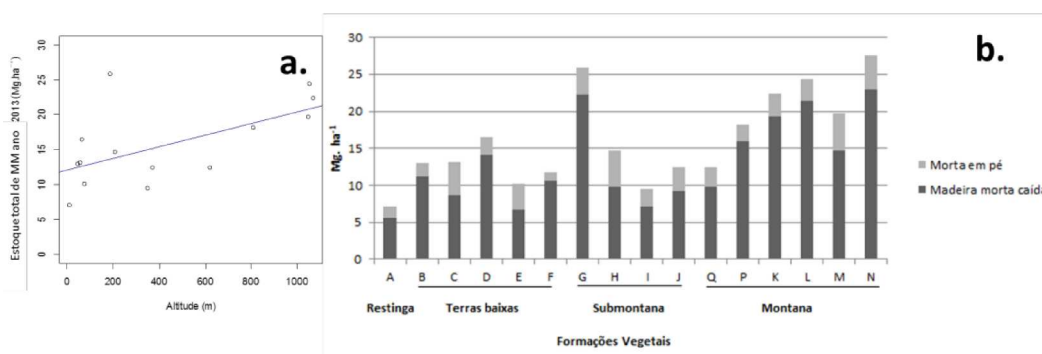
**Figura 19. a.** Relação entre estoque de MM caída, ano 2008, e altitude (Regressão linear,  $R^2=0,12$ ;  $p=0,29$ ). **b.** Relação entre estoque de MM caída, ano 2012, e altitude (Regressão linear,  $R^2= 0,03$ ;  $p=0,54$ ). **c.** Relação entre estoque de MM caída, ano 2013, e altitude  $y=9,2+x0,008$  (Regressão linear,  $R^2=0,34$ ;  $p=0,027$ ). **d.** Relação entre estoque de MM caída, ano 2013, e temperatura média anual do solo  $y=31,3-x0,96$  (Regressão linear,  $R^2=0,34$ ;  $p=0,03$ ). (Nestas análises não foram consideradas as parcelas exploradas: F, 100 m de altitude, e N, 1.025 m de altitude).

O estoque de MM em pé (ano 2012) não apresentou nenhuma relação com a altitude (Regressão linear,  $R^2=0,03$ ;  $p=0,56$ ), nem com as outras variáveis predictoras consideradas: pluviosidade, densidade de madeira, área de clareira, biomassa, inclinação e temperatura (Regressões lineares) (Figura 20). Isto, tal vez, indique que as causas que ocasionaram a queda das árvores, tanto vivas quanto mortas, no período precedente à medição afetaram as formações Restinga e Terras Baixas com maior intensidade.



**Figura 20. a.** Relação entre estoque de MM em pé, ano 2012, e altitude (Regressão linear,  $R^2= 0,03$ ;  $p=0,56$ ). **b.** Relação entre estoque de MM em pé, ano 2012, e área de clareira (Regressão linear,  $R^2= 0,05$ ;  $p=0,50$ ).

A MM em pé representa o 19% do estoque total de MM na região de estudo (Figura 21b). Em todas as parcelas a massa de MM em pé foi menor que a massa de MM caída (Figura 21b), o que sugere que eventos climáticos (e.g.: tempestades e ventos fortes) são uma causa importante da mortalidade das árvores, como acontece na Amazônia (Negrón-Juárez et al., 2010). É possível que estes eventos também derrubem as árvores mortas em pé, fazendo com que passem a formar parte do componente “MM caída” frequentemente.



**Figura 21. a.** Relação entre estoque de MM (caída + em pé), ano 2013, e altitude  $y=12,1+x0,008$  (Regressão linear,  $R^2= 0,35$ ;  $p=0,025$ ). **b.** Estoque de MM (caída + em pé), ano 2013, nas diferentes formações vegetais da FOD Atlântica. Cada letra no eixo X representa uma parcela de 1 ha. Parcelas organizadas altitudinalmente.

A produção de MM permaneceu constante ao longo do gradiente e não houve diferenças no estoque de MM no ano 2012 ao longo do gradiente. Considerando estas duas condições prévias, a relação positiva entre estoque de MM e altitude no ano 2013 indica que as elevadas taxas de decomposição nas menores altitudes têm influência sobre o estoque de MM no gradiente.

A relação positiva entre estoque de MM e altitude (ano 2013) pode ser determinada por vários fatores que estão interagindo simultaneamente. Como mencionado na seção de métodos, a altitude não é estritamente uma variável preditora e sim uma variável funcional que engloba diferentes mudanças ambientais ao longo da encosta (Figura 14). Segundo Chao et al. (2009), na Amazônia o estoque de MM pode ser determinado tanto pela biomassa viva acima do solo (AGB), quanto pela densidade da madeira das árvores vivas, dada a influência desta na decomposição da madeira.

A 1.050 m de altitude se encontra a maior AGB da região estudada (Alves et al., 2010), a AGB aumenta com a altitude; enquanto temperatura e pluviosidade diminuem. É provável que seja a interação de todos estes fatores o que permite identificar um padrão ao longo do gradiente (Figura 21a). Em contraste, a densidade da madeira das árvores vivas diminui com a altitude (Figura 27a) o que, segundo predito por Chao et al. (2009), favoreceria a decomposição nas maiores altitudes ocasionando pouco estoque de MM. Assim, nossos resultados indicam que mudanças na temperatura e na precipitação ao longo do gradiente altitudinal (Tabela 6) têm mais importância do que a densidade da madeira para prever o estoque de MM na FOD Atlântica.

### **Efeito a longo prazo (após 25 anos) da exploração seletiva de madeira no estoque de MM**

Não houve diferença no estoque de MM caída entre áreas exploradas e não exploradas no ano 2012 (ANOVA com comparações planejadas,  $F_{1,22}=0,16$ ;  $p=0,69$ ) (Figura 17a) nem no ano 2013 (ANOVA com comparações planejadas,  $F_{1,22}=0,10$ ;  $p=0,92$ ) (Figura 17b).

No ano 2012, o número de árvores mortas em pé não diferiu entre áreas exploradas e não exploradas (ANOVA com comparações planejadas,  $F_{1,26}=3,9$ ;  $p=0,06$ ) (Figura 17c).

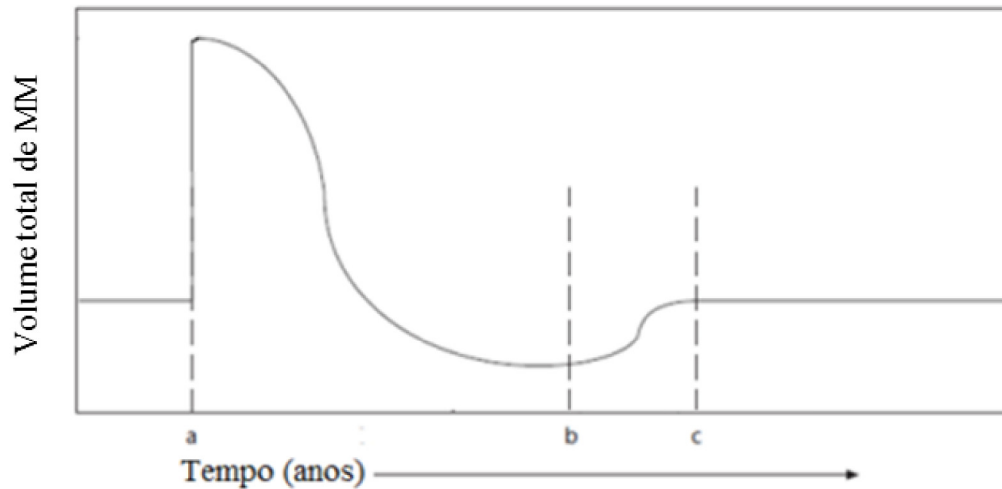
De outro lado, o estoque de MM em pé foi menor nas áreas exploradas (ANOVA com comparações planejadas,  $F_{1,26}=11,5$ ;  $p=0,002$ ). A parcela F, Terras Baixas explorada, apresentou o menor valor de estoque de MM em pé da região:  $1,06 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Figura 21b). Porém, mesmo existindo diferença no estoque de MM em pé entre áreas, este componente (MM em pé) representa uma pequena fração do estoque total de MM, apenas 10 % na da parcela F. De fato não é encontrada diferença no estoque total de MM (caída + em pé) entre áreas com e sem exploração (ANOVA com comparações planejadas,  $F_{1,22}=0,6$ ;  $p=0,45$ ).

Provavelmente as maiores árvores foram extraídas da região onde se encontra a parcela F durante as décadas de exploração. Assim, atualmente as árvores que morrem em pé têm menos biomassa do que teriam árvores de maior diâmetro. Adicionalmente essa parcela se destaca por ter uma alta temperatura média anual ( $21,9^{\circ}\text{C}$ ) e a maior pluviosidade de toda a área de estudo:  $2.582 \text{ mm ano}^{-1}$  (Tabela 6). Enquanto a intensa precipitação pode mediar na queda das árvores, a combinação de alta umidade e temperatura pode manter uma alta taxa de decomposição das árvores mortas em pé.

No entanto, é necessário considerar que após uma perturbação, como é o caso da exploração de madeira, incia um processo de sucessão e que a quantidade de MM muda de forma previsível ao longo da sucessão vegetal. Harmon & Sexton (1996) consideram que essas mudanças ocorrem em três etapas: (1) florestas que sofreram uma perturbação recentemente apresentam a maior quantidade de MM; (2) florestas maduras, ainda em recuperação após a perturbação apresentam baixa mortalidade e a menor quantidade de MM; e (3) florestas climácicas (*old-growth forests*), apresentam valores intermediários e constantes de MM, dado que, teoricamente, a produção e a taxa de decomposição se encontram em equilíbrio.

O reduzido estoque de MM em pé na parcela F (Figura 18c) insinua que a floresta de Terras Baixas explorada se encontra na segunda etapa da sucessão (em recuperação), onde a mortalidade é menor (Figura 22b). No entanto, se de fato estivesse nessa etapa, o estoque de MM caída também apresentaria valores baixos e, pelo contrário, o estoque de MM caída é tão alto quanto nas florestas Submontana e Terras baixas não explorada, o mesmo acontece com a biomassa viva acima do solo (Tabela 6). Adicionalmente, não existe diferença na produção de MM entre áreas exploradas e não exploradas (ANOVA

com comparações planejadas,  $F_{1,22} = 0,42$ ;  $p = 0,76$ ). Todo o anterior indica que atualmente os fluxos e estoques de MM na floresta de Terras Baixas explorada apresentam a mesma dinâmica da floresta de Terras Baixas não explorada, ou seja que aquela recuperou o funcionamento “pré-perturbação” o que é típico da terceira etapa da sucessão vegetal (Harmon & Sexton, 1996) (Figura 22c).



**Figura 22.** Modelo teórico de mudança no volume de MM após um distúrbio. **a.** Após o distúrbio o volume de MM aumenta devido a o incremento na mortalidade. **b.** Ponto após distúrbio em que a produção de MM começa a exceder a decomposição de MM. **c.** Ponto após distúrbio em que produção e decomposição de MM se equilibram e o volume de MM permanece constante. Fonte: modificado de Stevens (1997).

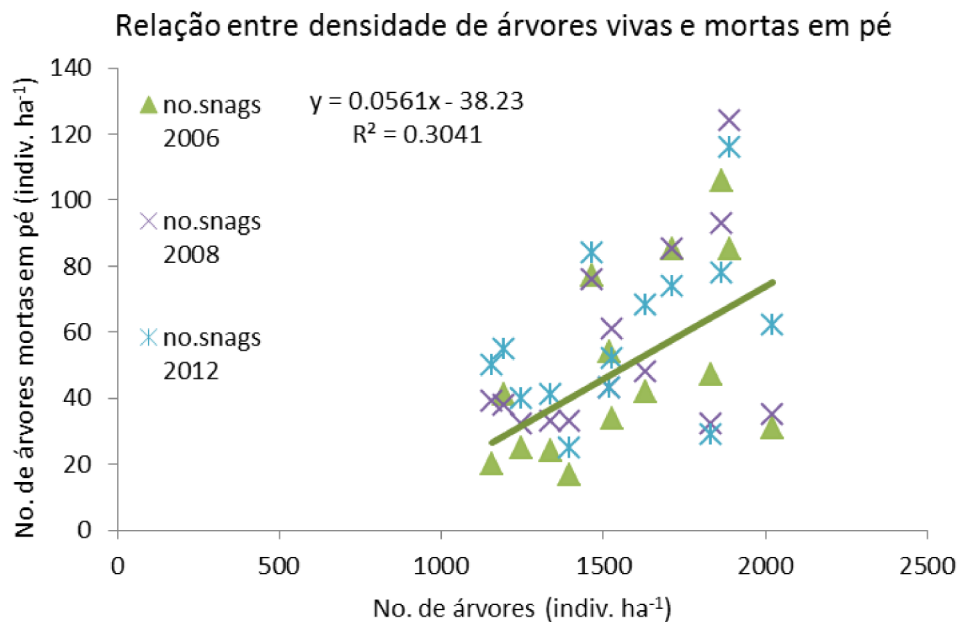
Aparentemente, duas décadas é tempo suficiente para que a FOD Atlântica recupere as condições “pré-perturbação” em termos de estoque e produção de MM. Isto é interessante porque, embora a análise da composição florística (Joly et al., 2012) indique que a comunidade arbórea é diferente entre locais explorados e não explorados, nossos resultados sugerem que em termos de funcionamento (pelo menos no que diz respeito à dinâmica da MM) este locais não diferem.

### **Relação entre estoque de MM e biomassa viva acima do solo da FOD Atlântica**

Nos anos 2008, 2012 e 2013 não foi encontrada relação entre o estoque de MM caída e biomassa viva acima do solo (AGB) (Regressão linear,  $R^2 = 0,08$ ;  $p = 0,34$ ). Tampouco foi encontrada relação entre estoque de MM em pé e biomassa viva acima do solo

(Regressão linear,  $R^2 = 0,01$ ;  $p = 0,77$ ). A proporção estoque de MM/AGB variou de 0,04 a 0,11, o que se encontra dentro da faixa de valores reportados em outras florestas tropicais (Palace et al., 2012)

O número de árvores mortas em pé por ha no ano 2006 esteve correlacionado com o número de árvores vivas (Correlação de Spearman:  $\rho = 0,6$ ,  $p = 0,04$ ) (Figura 23). Não houve correlação entre estas duas variáveis nos anos 2008 e 2012.



**Figura 23.** Relação entre número de árvores vivas ( $DAP \geq 4,8$  cm) por ha e número de árvores mortas em pé ( $DAP \geq 4,8$  cm) por ha (Correlações de Spearman: Ano 2006,  $\rho = 0,6$ ,  $p = 0,04$ ; Ano 2008,  $\rho = 0,3$ ,  $p = 0,37$ ; Ano 2012,  $\rho = 0,4$ ,  $p = 0,12$ ). A palavra “snags” significa “árvores mortas em pé”.

Palace et al. (2012) reportou que florestas tropicais com valores intermediários de AGB ( $300 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) apresentam os máximos valores de estoque de MM. Esses valores de AGB, considerados intermediários para florestas tropicais em escala global (Figura 7), equivalem aos maiores valores de AGB na FOD Atlântica (Tabela 6). AGB aumenta significativamente com a altitude na FOD Atlântica (Regressão linear,  $R^2 = 0,48$ ;  $p = 0,006$ ). Tal fato pode influenciar a relação positiva entre altitude e estoque de MM, maneira que os locais com os máximos valores de AGB são também os que apresentam maior estoque de MM.

### C estocado na MM da FOD Atlântica.

A partir do teor de C estimado por Vieira et al. (2011) (Tabela 3) e a massa de MM em cada grau de decomposição, foi calculado o estoque de C de MM na FOD Atlântica. O estoque médio de C em MM caída foi  $6,1 \pm 0,5$  Mg C ha<sup>-1</sup> ( $\pm$  erro padrão) em 2012 e  $6 \pm 0,7$  Mg C ha<sup>-1</sup> em 2013 (Tabela 8). No ano 2008 o estoque médio de C em MM caída foi duas vezes maior:  $12,6 \pm 1,5$  Mg C ha<sup>-1</sup>.

Nos anos 2008, 2012 e 2013, o estoque total (considerando MM caída e em pé) de C na MM foi  $13,98 \pm 1,6$ ,  $7,50 \pm 0,6$  e  $7,41 \pm 0,7$  Mg C ha<sup>-1</sup> respectivamente.

O estoque de C presente em forma de MM é pequeno quando comparado ao estoque em outros compartimentos da FOD Atlântica, como a biomassa viva (que estoca entre 94 e 127 Mg C ha<sup>-1</sup>) e o solo (Vieira et al., 2011), o que indica uma acelerada dinâmica desse componente devido à elevada taxa de decomposição.

**Tabela 8.** Estoque de MM e C nas diferentes categorias diamétricas de MM caída na FOD Atlântica. Anos 2012 e 2013. Todos os valores estão em unidades de Mg C ha<sup>-1</sup>.

	Ano	MM fina			MM	Total	
		Bambu	2 a 5 cm	5 a 10 cm	grossa > 10 cm		
MM	2012	0,98	1,42	2,72	5,12	8,42	<b>13,54</b>
	2013	0,53	1,19	2,22	3,94	9,27	<b>13,21</b>
C	2012	0,45	0,65	1,25	2,36	3,83	<b>6,18</b>
	2013	0,24	0,55	1,02	1,82	4,23	<b>6,04</b>

\* A categoria “2 a 10 cm” é a soma das outras categorias de madeira fina (“bambu”, “2 a 5 cm” e “5 a 10 cm”).



**Tabela 8.** Estoque de MM e C nas diferentes categorias diamétricas de MM caída em cada formação vegetal de FOD Atlântica. Ano 2013. Todos os valores estão em unidades de Mg C ha<sup>-1</sup>.

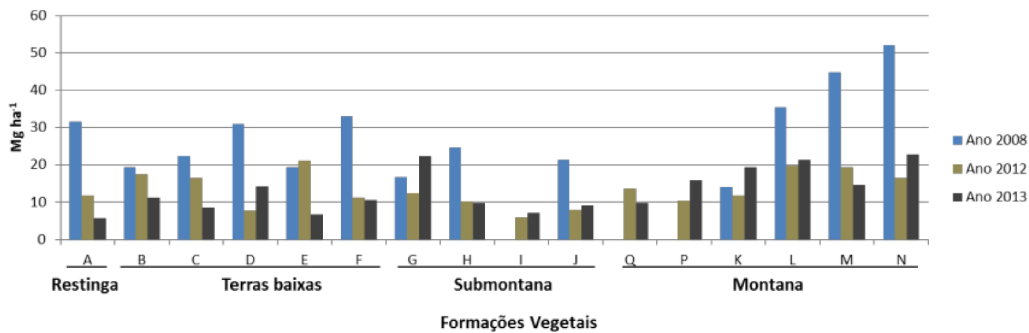
Formação Vegetal		MM fina			MM grossa	Total
		Bambu	2 a 5 cm	5 a 10 cm	> 10 cm	
MM	Restinga	0	1,01	0,97	3,66	<b>5,64</b>
	Terras Baixas	0	1,09	1,94	7,14	<b>10,18</b>
	Submontana	0	1,32	2,27	8,51	<b>12,10</b>
	Montana	1,14	1,22	2,59	11,31	<b>16,26</b>
C	Restinga	0	0,46	0,45	1,67	<b>2,58</b>
	Terras Baixas	0	0,50	0,89	3,25	<b>4,65</b>
	Submontana	0	0,61	1,04	3,90	<b>5,55</b>
	Montana	0,53	0,56	1,19	5,15	<b>7,43</b>

#### **Variação interanual no estoque de MM**

O estoque médio de MM caída no ano 2012 ( $13,3 \pm 1,2$  Mg ha<sup>-1</sup> ( $\pm$  erro padrão)), não diferiu (teste t pareado duas caudas; GL=15;  $t=0,15$ ;  $p=0,88$ ) do estoque no ano 2013 ( $13,1 \pm 1,4$  Mg ha<sup>-1</sup>). Por outro lado, o estoque de MM caída no ano 2008 ( $28,1 \pm 3,1$  Mg ha<sup>-1</sup>) foi quase duas vezes superior ao estoque nos anos 2012 e 2013 (teste t pareado duas caudas, comparando 2008 e 2013; GL=12;  $t=3,6$ ;  $p=0,003$ ) (Figura 24). Nos anos 2012 e 2013 o estoque de MM caída foi equivalente a 7% da biomassa viva acima do solo, enquanto no ano 2008 era 12% desta. Possivelmente, a alta precipitação dos meses de novembro e dezembro de 2007 e de janeiro a abril de 2008 (Tabela 9, em cor verde) causou a queda de várias árvores, incrementando a produção de MM. Não existem dados disponíveis referentes à precipitação na região anteriores a novembro de 2007 (INPE, 2013). Veiga (2010) também afirma que no final de 2007 e início de 2008 houve prolongado e intenso período de chuvas no Parque Estadual Serra do Mar e que, após essas chuvas, muitas árvores mortas em pé caíram dos topos das montanhas até os vales derrubando outras árvores.

É possível que a alta similaridade nos valores de estoque entre os anos 2012 e 2013 se deva ao fato de não ter existido diferença na precipitação no período prévio a cada

medição (teste t pareado de duas caudas, comparando precipitação nos períodos: ‘setembro de 2011 a agosto de 2012’ e ‘setembro de 2012 a agosto de 2013’,  $GL=10$ ;  $t=0,72$ ;  $p=0,49$ ). Mesmo que um único ano seja um período de tempo muito curto, isto poderia ser evidência de que a precipitação é um dos principais fatores determinantes da produção e, conseqüentemente, do estoque de MM, sobretudo se se considera que os maiores valores de estoque (ano 2008) foram antecedidos pelos meses mais chuvosos dos últimos sete anos (Tabela 9). Para confirmar essa presunção seria interessante dar continuidade a esta pesquisa por mais anos.



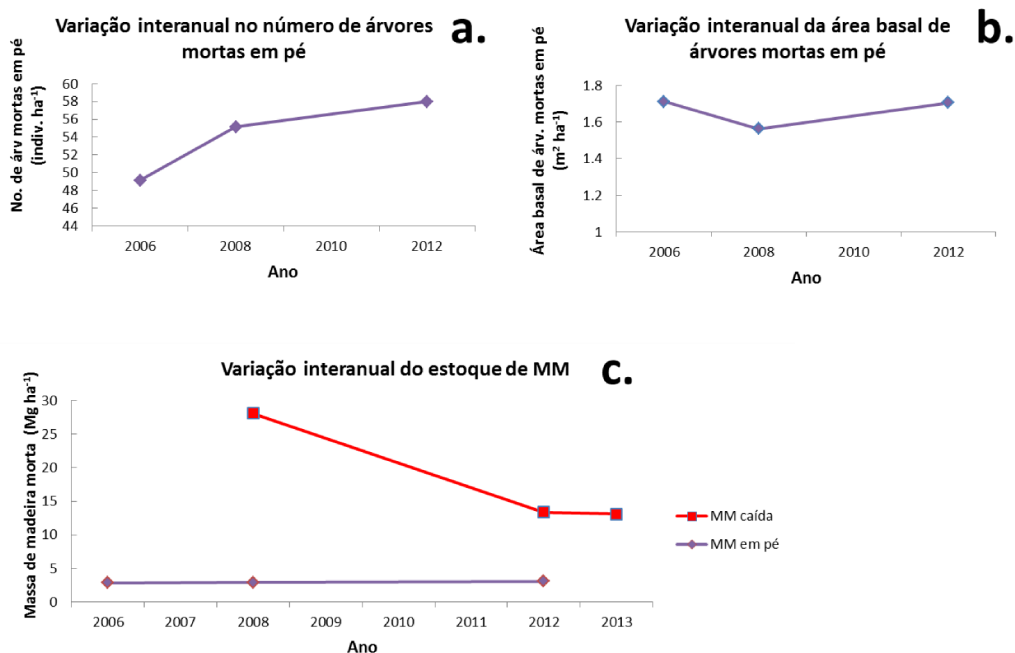
**Figura 24.** Variação interanual no estoque de MM caída. (Sem dados do ano 2008 nas parcelas I, P e Q). Cada letra no eixo X representa uma parcela de 1 ha. Parcelas organizadas altitudinalmente. Parcelas F e N sofreram exploração seletiva de madeira até 1985.

O número de árvores mortas em pé por ha aumentou de  $49 \pm 7,5$ , no ano 2006, a  $58 \pm 5,7$ , no ano 2012, mas o incremento não foi significativo (teste t pareado duas caudas,  $GL=13$ ;  $t=1,8$ ;  $p=0,10$ ) (Figura 25a). Por outro lado, a área basal de MM em pé ( $1,7 \pm 0,2 \text{ m}^2$ ) não mudou após seis anos (teste t pareado duas caudas,  $GL=13$ ;  $t=0,1$ ;  $p=0,91$ ) (Figura 21b). O estoque de MM em pé ( $2,8 \pm 0,5 \text{ Mg ha}^{-1}$  em 2006 e  $3,06 \pm 0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  em 2012) tampouco mudou no período avaliado (teste t pareado duas caudas,  $GL=13$ ;  $t=0,8$ ;  $p=0,42$ ). Tal fato pode indicar que o número de árvores mortas em pé que caem é similar ao número de árvores que morrem e permanecem em pé, mantendo-se constante o estoque de MM em pé ao longo do tempo o que sugere uma dinâmica em equilíbrio (Figura 25c).

**Tabela 9.** Precipitação mensal em mm. Dados correspondem à estação climatológica do Núcleo Picinguaba. A expressão “NA” foi usada nos meses sem data. Em **laranja**: meses em que foram feitos os levantamentos de estoque de MM caída. Em **verde**: meses (janeiro, março, abril, novembro e dezembro) que apresentaram a maior pluviosidade dos últimos sete anos. Fonte: INPE (2013)

Mês	Ano						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Janeiro	NA	<b>819</b>	189,4	449,2	308,2	266	721
Fevereiro	NA	220,8	163,6	313	43	102,6	239,8
Março	NA	<b>452,8</b>	143,2	190,6	NA	129,6	365
Abril	NA	<b>661,8</b>	155	417,8	NA	NA	83,8
Mai	NA	45,8	142	78,6	NA	236,4	154,6
Junho	NA	29	115,2	116,8	36,2	214,4	40,6
Julho	NA	NA	65,4	260,6	95,4	103	139,4
Agosto	NA	<b>NA</b>	NA	251,2	121,4	21	71,4
Setembro	NA	72	86,2	166,6	64	<b>99,4</b>	<b>95,6</b>
Outubro	NA	153,2	NA	123,8	202,6	84,2	133,8
Novembro	<b>303,2</b>	275,2	NA	215,6	186	164,8	201
Dezembro	<b>566,6</b>	195,8	NA	356,6	348,2	228,2	343,4

A floresta não apresentou mudanças no estoque de MM em nenhum dos dois compartimentos (MM caída e em pé) após um ano (2012-2013) podendo-se assumir que atualmente a dinâmica está em estado de equilíbrio.



**Figura 25.** a. Variação interanual no número de árvores mortas em pé ha<sup>-1</sup>. b. Variação interanual da área basal de árvores mortas em pé por ha, em m<sup>2</sup>. c. Variação interanual no estoque de MM (caída e em pé) em Mg ha<sup>-1</sup>.

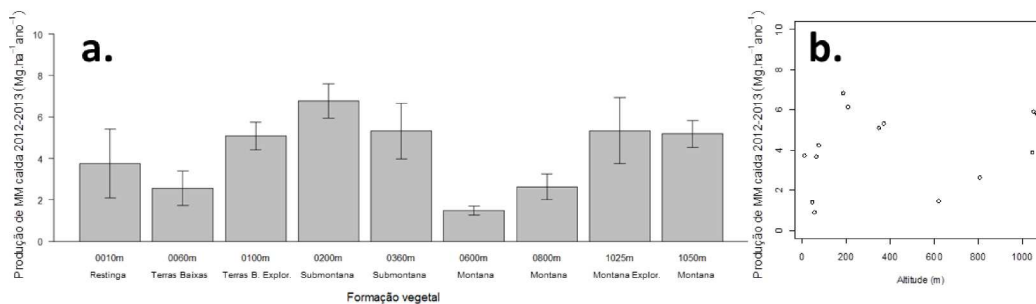
### Produção de MM na FOD Atlântica

A produção de MM caída, no período 2012-2013, foi  $4,21 \pm 0,5$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Um valor equivalente a 31,5% do estoque de MM nos anos 2012 ou 2013. Este resultado é similar ao obtido por Clark et al. (2002) na Costa Rica (produção de  $4,9$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), no entanto a floresta estudada por eles apresentou estoques de MM três vezes maiores aos encontrados na FOD Atlântica. Esta consideração pode sugerir que as taxas de decomposição da MM na FOD Atlântica são altas, o que mantém baixos níveis de estoque.

O valor proporcionalmente alto da produção de MM também é explicado pela alta ocorrência de MM fina na produção ( $2,6 \pm 0,3$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>): a madeira fina tem uma alta taxa de decomposição, é por isso que não permanece muito tempo no sistema. E em termos de dinâmica, a MM fina se encontra em um ponto intermediário entre os componentes de ciclo rápido (e.g. folhas, raízes finas) e os de ciclo lento (e.g. madeira grossa).

**Produção de MM em quatro formações vegetais de FOD Atlântica: Restinga (10 m), Terras Baixas (10-100 m), Submontana (100-500 m) e Montana (500-1050 m).**

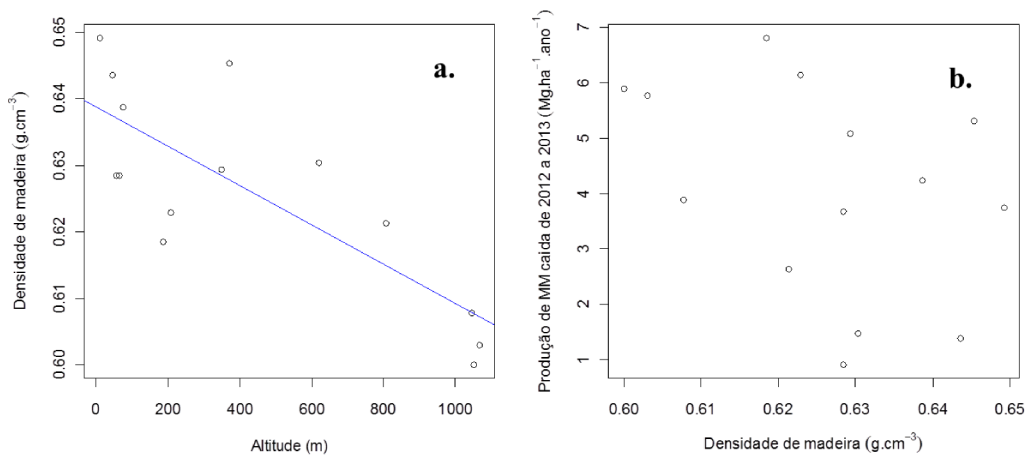
Não houve diferença na produção de MM entre as diferentes formações vegetais, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013 (ANOVA,  $F_{8,22}=2,26$ ;  $p=0,06$ ) (Figura 26a). O resultado da ANOVA parece ser marginalmente significativo, no entanto o importante é que não foi encontrado um padrão na produção de MM ao longo do gradiente altitudinal (Regressão linear,  $R^2=0,05$ ;  $p=0,45$ ) (Figura 26b) o que confirma a premissa 1.2 de que a produção de MM não está relacionada com a altitude.



**Figura 26. a.** Produção de MM caída em diferentes formações vegetais. Os valores representam a média ( $n=4$ )  $\pm$  erro padrão (ANOVA,  $F_{8,22}=2,26$ ;  $p=0,06$ ). **b.** Relação entre produção de MM e altitude (Regressão linear,  $R^2=0,05$ ;  $p=0,45$ ).

Segundo Chao et al. (2009) a densidade da madeira das árvores é um dos determinantes do estoque de MM, devido à influência dessa propriedade física na decomposição da madeira. A densidade da madeira também poderia ser um fator que influencia a produção de MM, dado que indivíduos com baixa densidade de madeira têm uma maior predisposição à quebra de galhos ou do fuste, decorrente de distúrbios ambientais. Foi encontrado que a densidade da madeira diminui com a altitude (Figura 27a), e embora esta relação seja significativa ( $p=0,0008$ ), a variação na densidade da madeira é pequena (de  $0,64 \text{ g cm}^{-3}$  nas menores altitudes a  $0,60 \text{ g cm}^{-3}$  nas maiores). Provavelmente por este motivo não foi encontrada relação entre produção de MM e densidade da madeira (Figura 27b). Pelo mesmo motivo, nossos resultados são opostos ao previsto pelo modelo de Chao et al. (2009), que estima maior estoque de MM deveria encontrar-se nas formações Restinga 10 m, Terras Baixas 60 m e Submontana 360 m, o que sugere

que na FOD Atlântica as condições climáticas (temperatura e umidade) são mais apropriadas para predizer o estoque de MM do que a densidade da madeira. Portanto, o modelo de Chambers et al. (2000) (Figura 6b) se corresponde melhor com os resultados aqui apresentados.



**Figura 27. a.** Relação entre densidade da madeira e altitude  $y=0,64-x0,00003$  (Regressão linear,  $R^2=0,59$ ;  $p=0,0008$ ). **b.** Relação entre produção de MM e densidade da madeira (Regressão linear,  $R^2=0,08$ ;  $p=0,16$ ).

Não foi encontrada relação entre produção de MM caída e as variáveis ambientais consideradas: altitude, pluviosidade, densidade de madeira, área de clareira e temperatura (Regressões lineares). É possível que estes resultados se devam à alta variabilidade entre os valores de produção estimados o a que os fatores que ocasionam a mortalidade agem com a mesma intensidade em toda a região.

### **Efeito a longo prazo (após 25 anos) da exploração seletiva de madeira na produção de MM**

A exploração seletiva de madeira representa uma fonte de perturbação que, a curto prazo, incrementa a mortalidade e consequentemente a produção de MM. No entanto a longo prazo o efeito é o oposto, porque enquanto a sucessão vegetal avança e a floresta se recupera, a mortalidade diminui, e o mesmo acontece com a produção de MM (Stevens, 1997; Figura 22). Consideramos que por esse motivo não houve diferença na

produção de MM entre áreas exploradas e não exploradas (ANOVA com comparações planejadas,  $F_{1,22} = 0,42$ ;  $p = 0,76$ ).

São poucos os estudos que têm medido diretamente a produção de MM em florestas tropicais (Harmon et al., 1986; Clark et al., 2002; Palace et al., 2012). Keller et al. (2004) e Palace et al. (2008) avaliaram, particularmente, o efeito da exploração de impacto reduzido (RIL) e a exploração convencional (CL) na produção de MM na Amazônia. Um ano após a exploração, a produção de MM foi maior em locais explorados (RIL e CL) do que em locais não explorados (Keller et al., 2004). No entanto, seis anos após a exploração Palace et al. (2008) encontraram uma condição similar à encontrada por nós, sem diferença na produção de MM entre locais explorados (RIL) e não explorados.

Aparentemente, duas décadas após o fim da exploração a de FOD Atlântica apresenta um funcionamento (em termos de dinâmica da MM) igual ao de áreas não exploradas, o que sugere uma acelerada capacidade de recuperação do funcionamento da FOD Atlântica depois deste tipo de distúrbios.

#### **Relação entre produção de MM e biomassa viva acima do solo da FOD Atlântica.**

Não houve relação entre produção de MM e biomassa viva acima do solo em nenhum dos dois períodos avaliados: setembro 2012 a fevereiro 2013 e março de 2013 a setembro de 2013.

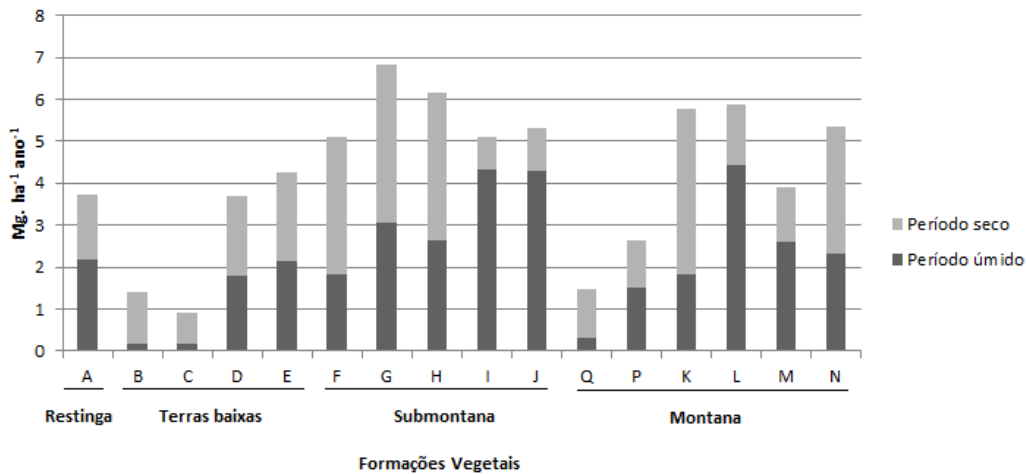
Estes resultados coincidem com os argumentos de Palace et al. (2008) de que a biomassa viva acima do solo não é uma boa preditora da produção e de estoque de MM. É possível que outros fatores (e.g. variáveis climáticas) tenham mais relevância para fazer previsões da dinâmica da MM do que a biomassa viva.

#### **Variação sazonal na produção de MM**

Não houve diferença na produção de MM caída entre os períodos de menor ( $3,99 \pm 0,6$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e maior ( $4,44 \pm 0,7$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) intensidade de chuva (teste t pareado

duas caudas, comparando os períodos: ‘setembro de 2012 a fevereiro de 2013’ e ‘março a setembro de 2013’; GL=15; t=0,53; p=0,6) (Figura 28).

Algumas parcelas apresentaram maiores valores de produção no período seco (menor intensidade de chuva) e outras no período úmido (maior intensidade de chuva). Isto indica que os eventos climáticos pontuais a nível local têm mais importância para determinar a produção de MM do que as variações climáticas estacionais que ocorrem a nível regional e global. Um caso particular foi observado nas parcelas F, G e H (formação Submontana), que apresentaram maior produção no período seco ( $3,5 \pm 0,1$  Mg ha<sup>-1</sup>) que no úmido ( $2,5 \pm 0,3$  Mg ha<sup>-1</sup>) (teste t pareado de duas caudas, GL=2; t=4,5; p=0,045) (Figura 28), devido a uma tempestade que, no mês de maio de 2013, derrubou várias árvores. Isto evidencia que estes eventos climáticos têm uma forte influencia na mortalidade de árvores na FOD Atlântica, o mesmo foi concluído por Negrón-Juárez et al. (2010) para a floresta amazônica.



**Figura 28.** Produção de MM caída nos períodos de maior (setembro de 2012 a fevereiro de 2013) e menor (março a setembro de 2013) intensidade de chuva. Cada letra no eixo X representa uma parcela de 1 ha. Parcelas organizadas altitudinalmente.

O bambu tem uma participação considerável na produção de MM caída, dado que representa 10% da produção total, embora se encontre exclusivamente na formação florestal Montana a 1.050 m de altitude. Um caso extremo foi a parcela N, onde 52% da produção de MM caída no período úmido correspondeu a bambu, esta provavelmente seja uma repercussão do seu histórico de perturbação. A área onde está a parcela N





7) e o tempo de residência (tempo médio que a MM permanece no sistema, Equação 9) foram estimadas de forma indireta para todas as categorias de tamanho em cada unidade amostral (Tabela 10), mediante um modelo simples que relaciona estoque e produção e assume que a dinâmica da MM se encontra em estado de equilíbrio (Olson, 1963). As medições do estoque de MM, nos anos 2012 e 2013, indicaram pouca variação interanual na quantidade de MM (Figura 24), e a produção de MM não diferiu entre os dois semestres avaliados, o que indica que a produção é constante ao longo do ano, portanto é possível considerar que o pressuposto de que a floresta se encontra em estado de equilíbrio é válido.

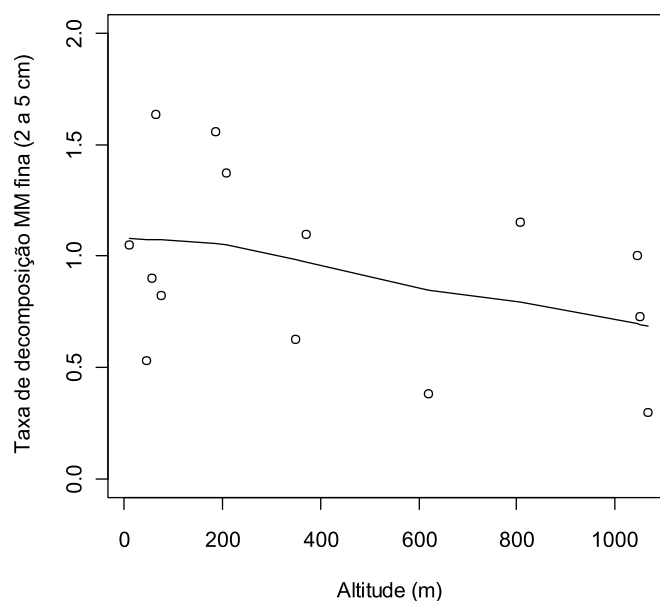
O tempo de residência estimado para MM fina caída (diâmetro 2 a 10 cm) foi 1,5 anos. O tempo de residência estimado para MM grossa caída (diâmetro > 10 cm) foi 6 anos. A taxa de decomposição estimada para MM grossa foi  $0,18 \text{ ano}^{-1}$  (18% por ano), um valor muito próximo ao estimado por Chambers et al. (2000) e Palace et al. (2008) na Amazônia ( $0,17 \text{ ano}^{-1}$ ), e para MM fina foi  $0,67 \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 10). É evidente que as menores categorias de tamanho apresentam as maiores taxas de decomposição e também representam um aporte significativo na produção de MM. Desconsiderar as categorias de MM fina ocasionaria uma subestimativa da produção e do estoque de madeira morta (Palace et al. 2008).

Foi estimada a taxa de decomposição para cada parcela. A partir destes dados foram feitas regressões lineares para identificar a relação entre taxa de decomposição e as variáveis preditoras (Tabela 6). Não foi encontrada nenhuma relação significativa (Figura 30). Isto não quer dizer que as mudanças nas condições ambientais ao longo do gradiente não tenham influência na taxa de decomposição, mas provavelmente indique que a abordagem utilizada (estimativa indireta mediante modelo simples) não é precisa o suficiente para identificar as relações. De fato, uma exploração visual dos resultados permite perceber que as maiores taxas de decomposição estimadas se encontram entre 100 e 200 m de altitude, enquanto as menores taxas se encontram a 600 e 1.000 m de altitude (figura 30). Talvez a ausência de padrão se deva à alta variabilidade entre os valores de taxa de decomposição estimados.

**Tabela 10.** Estoque (ano 2013), produção e taxa de decomposição (período 2012-2013) de MM caída por categoria diamétrica ( $\pm$  erro padrão, n=16).

	MM fina			MM	Total
	Bambu	2 a 5 cm	5 a 10 cm	grossa > 10 cm	
Estoque de MM (Mg ha <sup>-1</sup> )	<b>0,4±0,2</b>	<b>1,2±0,1</b>	<b>2,2±0,3</b>	<b>3,8±0,4</b>	<b>9,3±1,1</b>
Produção de MM (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	<b>0,4±0,2</b>	<b>1,1±0,1</b>	<b>1±0,1</b>	<b>2,6±0,3</b>	<b>1,6±0,3</b>
Taxa decomposição (ano <sup>-1</sup> )	1,03	0,94	0,46	0,67	0,18
Tempo de residência (anos)	1	1,1	2,2	1,5	5,7

A categoria “2 a 10 cm” é a soma das outras categorias de madeira fina (“bambu”, “2 a 5 cm” e “5 a 10 cm”). Valores em **negrito** foram medidos em campo, os outros valores foram estimados mediante um modelo simples (Equação 7 e Equação 9).



**Figura 30.** Relação entre taxa de decomposição de MM fina (2 a 5 cm) e altitude (Regressão linear;  $R^2 = 0,15$ ;  $p = 0,17$ ). Dado que a relação não é significativa, a linha apresentada é só uma linha de tendência.

## CONCLUSÃO

Foi monitorada a dinâmica da MM na FOD Atlântica através da medição da produção e o estoque de MM em pé e caída, mediante o método de linhas de interceptação em 16 parcelas de 1 ha. Encontrou-se que existe uma relação positiva entre altitude e estoque de MM, decorrente da influência da diminuição da temperatura do solo com a altitude. Confirmou-se que a produção de MM não muda ao longo do gradiente de altitude, devido às variações na produção de MM serem mais influenciadas por distúrbios episódicos, do que por mudanças gradativas nas condições ambientais. Descobriu-se que áreas que tinham sofrido extração seletiva de madeira até a década de 1980 apresentam estoque e fluxos de MM similares às áreas que nunca foram exploradas, o que indica que a dinâmica (relação entre fluxos e estoque) da MM recupera o funcionamento “pré-perturbação” pelo menos duas décadas após o termino da exploração.

O método de linhas de interceptação demonstrou ser eficiente para as estimativas de MM caída. Medir a produção de MM diretamente mediante este método é melhor do que estimá-la a partir da taxa de mortalidade, pois esta última estimativa desconsidera a perda não letal de biomassa (e.g. quebra de galhos) o que leva a uma subestimação da produção de MM. No entanto, resulta necessário confirmar a acurácia desse método, fazendo medições de MM caída mediante o método de parcelas na FOD Atlântica.

A limitação deste estudo é que os dados foram levantados numa escala regional, abrangendo apenas dois municípios. Foi amostrado um amplo rango altitudinal, mas um pequeno rango latitudinal, por tanto não é possível fazer generalizações para a FOD Atlântica como um todo.

É importante dar continuidade a esta pesquisa, mantendo o monitoramento da MM, e considerando todos os componentes (MM em pé e MM caída fina e grossa), a longo prazo, durante anos ou ainda décadas para entender realmente o papel deste componente na dinâmica da FOD Atlântica.

### **Recomendações para futuras pesquisas**

É necessário realizar medições diretas da taxa de decomposição ao longo do gradiente para verificar sua mudança em função das variações nas condições ambientais.

O monitoramento da produção e o estoque de MM deve ser mantido ao longo do tempo para identificar padrões em escalas temporais maiores.

É recomendável instalar mais linhas de interceptação nas parcelas A, N, Q e P para igualar o esforço amostral em cada altitude e aumentar a precisão do monitoramento da produção de MM.

Elaborar equação alométrica para madeira morta em pé específica para FOD atlântica.

## REFERÊNCIAS

- Alves, L.F., Vieira, S., Scaranello, M., Camargo, P.B., Santos, F.A.M., Joly, C.A. & Martinelli, L.A. (2010). Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology Management*, 260, 679-691.
- Araujo-Murakami, A., Parada, A.G., Terán J.J., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Phillips, O.L. & Brienen, J.W. (2011). Necromass in forests of Madre de Dios, Peru: a comparison between “terra firme” and lowland forests. *Revista Peruana de Biología*, 18(1), 113-118.
- Assis, M.A. (1999). *Florística e caracterização das comunidades vegetais da Planície Costeira de Picinguaba, Ubatuba/SP*. (Tese de Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, Brasil.
- Baker, T.R., Honorio, E., Phillips, O.L., Martin, J., van der Heijden, G., Garcia, M. & Silva Espejo, J. (2007). Low stocks of coarse woody debris in a southwest Amazonian forest. *Oecologia*, 152, 495-504.
- Blum, C.T. (2008). *Lista Preliminar de Espécies Vegetais da Formação Pioneira de Influência Marinha (Restinga) no Paraná*. FLORAPARANÁ, Sociedade Chauá. Retirado de [www.chaua.org.br/restinga](http://www.chaua.org.br/restinga)
- Brown, S. (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*. United Nations Food and Agriculture Organization (FAO), Roma, Italia.
- 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 Rondonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 75, 175-189.
- Carey, E.V., Brown, S., Gillespie, A.J.R. & Lugo, A.E. (1994). Tree Mortality in Mature Lowland Tropical Moist and Tropical Lower Montane Moist Forests of Venezuela. *Biotropica*, 26(3), 225-265.

Centro de Pesquisas Climáticas e Meteorológicas Aplicadas à Agricultura (CEPAGRI) (2013) *Clima dos Municípios Paulistas: Ubatuba*. Retirado de [http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima\\_muni\\_624.html](http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_624.html)

Chambers, J.Q., Higuchi, N., Schimel, J.P., Ferreira, L.V. & Melack, J.M. (2000). Decomposition and Carbon Cycling of Dead Trees in Tropical Forests of the Central Amazon. *Oecologia*, 3, 380-388.

Chambers, J.Q., Tribuzy, E.S., Toledo, L.C., Crispim, B.F., Higuchi, N., Dos Santos, J., Araújo, A.C., Kruijt, B., Nobre, A.D. & Trumbore, S.E., (2004). Respiration from a tropical forest ecosystem. *Ecol. Appl.*, 14 (4), s72–s88.

Chao, K.J., Phillips, O.L., Baker, T.R., Peacock1, J., Lopez-Gonzalez, G., Vásquez Martínez, R., Monteagudo, A. & Torres-Lezama, A. (2009). After trees die: quantities and determinants of necromass across Amazonia. *Biogeosciences Discuss*, 6, 1979–2006.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.C., Eamus, D., Fîlster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B. & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbono stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87–99.

Clark, D.A., Brown, S., Kicklighter, D.W., Chambers, Q.J., Thomlinson, J.R. & Ji, N. (2001). Measuring Net Primary Production in Forests: Concepts and Field Methods. *Ecological Applications*. 11(2), 356-370.

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.

Collins, N.M. (1981). The role of termites in the decomposition of wood and leaf litter in the southern Guinea savanna of Nigeria. *Oecologia*, 51, 389-399.

Colombo, A.F. & Joly, C.A. (2010). Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Braz. J. Biol.*, 70(3), 697-708.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (2012). *Resoluções do Conama: Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Davidson, E.A. & Janssens, I.A. (2006) Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165–73.

Delaney, M., Brown, S., Lugo, A.E., Torres-Lezama, A. & Quintero, N.B. (1998). The quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of Venezuela. *Biotropica*, 30(1), 2-11.

EMBRAPA (2013). *Banco de dados climáticos do Brasil*. Retirado de [www.bdclima.cnpm.embrapa.br](http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br)

Fernandes, E.C.M., Biot, Y., Castilla, C. et al. (1997) The impact of selective logging and forest conversion for subsistence agriculture and pastures on terrestrial nutrient dynamics in the Amazon. *Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 49, 34–47.

Food Agric. Organ. (FAO). (2010). *Global forest resources assessment 2010*. For. pap. 163, FAO, Rome.

Galindo-Leal, C. & Camara, I.G. (2003). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International. Island Press, Washington.

Harmon, M. (1992). *Long-term experiments on log decomposition at the H.J. Andrews Experimental Forest*. USDA Forest Service. General Technical Report. PNW-GTR-280. Portland, Oregon.



Harmon, M. (1993). Woody debris budgets for selected forest types in the US. Em: Turner, D., Lee, J., Koerper, G. & Barker, J. (eds.). *The Forest Sector Carbon Budget of the United States: Carbon Pools and Flux Under Alternative Policy Options*. US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon.

Harmon, M., Fasth, B., Woodall, C. & Sexton, J. (2013). Carbon concentration of standing and downed woody detritus: Effects of tree taxa, decay class, position, and tissue type. *Forest Ecology and Management*, 291, 259–267

Harmon, M., 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. & Cummins, K.W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15, 133-302.

Harmon, M., 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(3), 305-316.

Harmon, M. & Sexton, J. (1996). *Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems*. US LTER Publication No. 20. U.S. LTER Network Office, University of Washington, College of Forest Resources, Seattle.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.

Honorio, E.N. & Baker, T. R. (2010). *Manual para el monitoreo del ciclo del Carbono en bosques amazónicos*. Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana. Universidad de Leeds. Lima, 54 p.

Houghton, R.A. (2005). Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biol.*, 11, 945–958.

Hueck, K. (1956). Mapa fitogeográfico do Estado de São Paulo. *Bol. Paulista de Geografia*, 22, 19-25.

Hughes, R.F., Kauffman, J.B. & Jaramillo, V.J. (2000). Ecosystem-Scale Impacts of Deforestation and Land Use in a Humid Tropical Region of Mexico. *Ecological Applications*, 10(2), 515-527.

IBGE (2008). *Mapa de Biomas do Brasil*. IBGE, Rio de Janeiro. Retirado de [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br).

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais INPE (2013). Pluviosidade do Núcleo Picinguaba, Parque estadual Serra do Mar, Ubatuba-SP. Retirado de [http://sinda.crn2.inpe.br/PCD/historico/consulta\\_pcda.jsp](http://sinda.crn2.inpe.br/PCD/historico/consulta_pcda.jsp)

Joly, C.A. & Martinelli, L.A. (2004). *Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar*. FAPESP 03/12595-7. Retirado de [http://www2.ib.unicamp.br/projbiota/gradiente\\_funcional/projeto.html](http://www2.ib.unicamp.br/projbiota/gradiente_funcional/projeto.html)

Joly, C.A., Assis, M.A., Bernacci, L.C., Tamashiro, J.Y, Campos, M.C.R., Gomes, J.A.M.A., Lacerda, M.S., Santos, F.A.M., Pedroni, F., Pereira, L.S., Padgurschi, M.C.G., Prata, E.M.B.; Ramos, E., Torres, R.B., Rochelle, A., Martins, F.R, Alves, L.F., Vieira, S.A., Martinelli, L.A., Camargo, P.B., Aidar, M.P.M., Eisenlohr, P.V., Simões, E., Villani, J.P. & Belinello, R. (2012). Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotrop.*, 12(1), 123-145.

Kaarik, A.A. (1974). Decomposition of wood. p. 129–174. Em: Dickinson, C.H. & Pugh, G.J.F. (eds). *Biology of plant litter decomposition*. Academic Press, New York, New York, USA.

Keller, M., Palace, M., Asner, G., 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.

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. p. 561-590. Em: Tomlinson, P.B. & Zimmerman, M.H. (eds). *Tropical Trees as Living Systems*. Cambridge University Press, Cambridge.

Köppen, W. (1948). *Climatologia: Con un estudio de los climas de la Tierra*. Fondo de Cultura Económica, México.

Kueppers, L.M. & Harte, J. (2005). Subalpine forest carbon cycling: short- and long-term influence of climate and species. *Ecol. Appl.*, 15, 1984–1999.

Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., et al. (2009) Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2, 831-836.

Lewis, S.L., et al. (2009). Increasing Carbon storage in intact African tropical forests. *Nature*, 457, 1003–1007.

Luccas, F. (2011). *Estoques de necromassa em um cerrado sensu stricto e uma Floresta Ombrófila Densa Montana*. (Dissertação de Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo, Brasil.

Marshall, P.L., Davis, G. & LeMay, V.M. (2000). *Using line intersect sampling for coarse woody debris*. British Columbia Forest Service, Forest Research Technical Report. Canada.

Martius, C. (1997). Decomposition of wood. p 267-276. Em: Junk WJ (ed). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer, Berlin.

Meentemeyer, V. (1978). Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59(3), 465-472

Moore, T.R., Trofymow, J.A., Taylor, B., Prescott, C., Camire, C., Duschene, L. et al. (1999). Litter decomposition rates in Canadian forests. *Glob. Change Biol.*, 5, 75–82.

Nascimento, H.E.M. & Laurance, W.F. (2002). Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecol. Manag.*, 168, 311–321.

Negrón-Juárez, R.I., Chambers, J.Q., Guimaraes, G., Zeng, H., Raupp, C.F.M., Marra, D., Ribeiro, G., Saatchi, S., Nelson, B. & Higuchi, N. (2010). Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters*, 37, L16701.

Olson, J.S. (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44, 322–331.

Olajuyigbe, S, Tobin, B., Gardiner, P. & Nieuwenhuis, M. (2011). Stocks and decay dynamics of above- and belowground coarse woody debris in managed Sitka spruce forests in Ireland. *Forest Ecology and Management*, 262, 1109–1118.

Palace, M. (2006). *Tropical forest structure: Ground measurements of coarse necromass and satellite observations of crown geometry*. (Tese de doutorado). Doutorado em Natural Resources and Earth System Sciences, University of New Hampshire, Estados Unidos.

Palace, M., Keller, M., Asner, G., Silva, J. & Passos, C. (2007). Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecol. Manag.*, 238, 309-318.

Palace, M., Keller, M., Frohking, S. & Hurtt, H. (2012). A review of above ground necromass in tropical forests. Em: Sudarshana, P., Nageswara-Ra, M. & Jaya, R. (eds). *Tropical Forests*. Intech. Rijeka, Croácia.

Palace, M., Keller, M. & Silva, H. (2008). Necromass production Studies in undisturbed and logged Amazon forests. *Ecological Applications*, 18(4), 873-884.

- Pan, Y., Birdsey, R.A., Phillips, O.L. & Jackson, R.B. (2013) The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 44, 593–622.
- Phillips, O.L. & Baker, T. (2002). *Field manual for plot establishment and remeasurement*. RAINFOR. Retirado de <http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/>
- R Development Core Team (2012). *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/>.
- 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.
- Reed, S.C., Wood, T.E. & Cavaleri, M.A. (2012). Tropical forests in a warming world. *New Phytologist*, 193(1), 27-29.
- 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. *Biol. Conserv.*, 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(4), s55-s71.
- Rolim, S.G., Jesus, R.M., Nascimento, H.E.M., do Couto, H.T.Z. & Chambers, J.Q. (2005). Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia*, 142(2), 238-246.
- Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M.L. & Uhl, C. (1988). Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76, 938-958.

Scaranello, M. (2013). *Determinantes da dinâmica e produtividade da floresta Atlântica ao longo do gradiente altitudinal da Serra do Mar*. (Qualificação de doutorado). Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, Universidad de Campinas, Brasil.

Scaranello, M., Alves, L.F., Vieira, S.A., Camargo, P.B., Joly, C.A. & Martinelli, L.A. (2012). Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. *Sci. Agric.*, 69(1), 26-37.

Scarano, F.R. (2009). Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: rare-species bias and its risks for conservation. *Biol. Conserv.*, 142, 1201-1208.

Schaeffer-Novelli, Y. (2000). Manguezal, os dispositivos legais como instrumento da conservação. p. 10-17. Em: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação e Duna. ACIESP, São Paulo.

Schulze, M. & Zweede, J. (2006). Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 236, 56–64.

Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (SMA). (2006). *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar*. Instituto Florestal, São Paulo.

Silva, W.G., Metzger, J.P., Simões, S. & Simonetti, C. (2007). Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. *Brazil. J. Biol.*, 67, 631–637.

SOS Mata Atlântica & INPA (2011). *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008-2010*. Fundação SOS Mata Atlântica, Ministério da Ciência e Tecnologia e INPA, São Paulo.

Souza, A.C. (2013). *Fatores abióticos influenciando a vegetação em Floresta Ombrófila Densa Montana, Parque Estadual da Serra do Mar (Ubatuba - SP, Brasil)*. (Dissertação de Mestrado). Agricultura Tropical e Subtropical, Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais, Instituto Agronômico, Campinas, Brasil.

Sousa Neto, E., Carmo, J.B., Keller, M., Martins, S.C., Alves, L.F., Vieira, S.A., Piccolo, M.C., Camargo, P., Couto, H.T.Z., Joly, C.A. & Martinelli, L.A. (2011) Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. *Biogeosciences*, 8, 733–742.

Stevens, V. (1997). *The ecological role of Coarse Woody Debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests*. Working Paper 30/1997. Victoria, B.C.: Research Branch, B.C. Ministry of Forests.

Suguio, K. & Martin, L. (1978). Quaternary marine formations of the State of São Paulo and Southern Rio de Janeiro. Special Publication No. 1. Em Suguio et al. (Eds.), 1978 *International Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary* (55 p.). São Paulo.

Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M.M. & Bedê, L.C. (2005). Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1(1), 132-138.

Tanner, E.V.J. (1980). Studies on the biomass and productivity in a series of Montane rain forests in Jamaica. *The Journal of Ecology*, 68(2), 573-588.

Tiepolo, G., Calmon, M. & Feretti, A.R. (2002). Measuring and monitoring carbono stocks at the Guaraquec, aba Climate Action Projctct, Paraná, Brasil. p. 98– 115. Em *International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring*. Extension Series. Forestry Research Institute, Taiwan.

Trumbore, S.E., Chadwick, O.A. & Amundson, R. (1996). Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science*, 272, 393–396.

Van Wagner, C.E. (1982). *Practical aspects of the line intersect method*. Canadian Forestry Service, Maritimes Forest Research Centre, Fredericton, New Brunswick. Information Report PI-X-12E.

Veiga, L.G. (2010). *Estoque de CWD ao longo de um gradiente altitudinal de Mata Atlântica no nordeste do estado de São Paulo*. (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Brasil.

Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil.

Vieira, S., Alves, L.F., Aidar, M., Araújo, L.S., Baker, T., Batista, J.L.F., Campos, M.C., Camargo, P.B., Chave, J., Delitti, W.B.C., Higuchi, N., Honorio, E., Joly, C.A., Keller, M., Martinelli, L.A., Mattos, E.A.D., Metzker, T., Phillips, O., Santos, F.A.M.D., Shimabukuro, M.T., Silveira, M. & Trumbore, S.E. (2008). Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest, *Biota Neotropica*, 8, 21–29.

Vieira, S., Alves, L.F., Duarte-Neto, P.J., Martins, S.C., Veiga, L.G., Scaranello, M., Picollo, M.C., Camargo, P.B., do Carmo, J.B., Neto, E.S., Santos, F.A.M., Joly, C.A. & Martinelli, L.A. (2011). Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*, 1, 421-434.

Vieira, S., Camargo, P., Selhorst, D., da Silva, R., Hutyrá, L., Chambers, J.Q., Brown, I.F., Higuchi, N., dos Santos, J., Wofsy, S.C., Trumbore, S.E. & Martinelli, L.A. (2004). Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia*, 140, 468–479.

Wessman, C.A. (1992). Spatial scales and global change: Bridging the gap from plots to GCM grid cells. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 23, 175–200.

Wilcke, W., Hess, T., Bengel, 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.



Yoda, K. & Kira, T. (1982). Accumulation of organic matter, carbon, nitrogen, and other nutrient elements in the soils of a lowland rainforest at Pasoh, Peninsular Malaysia. *Japan Journal of Ecology*, 32, 275-291.

Yoneda, T., Tamin, R. & Ogino, K. (1990). Dynamics of aboveground big woody organs in a foothill dipterocarp forest, West Sumatra, Indonesia. *Ecol Res*, 5, 111-130.

Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L., Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann, M.C. & Chave, J. (2009). *Global wood density database*. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.

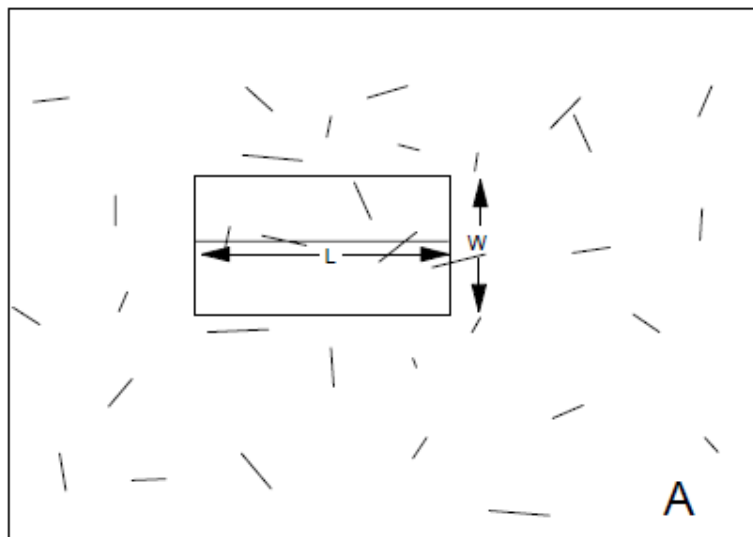


**ANEXO B.** Dedução da fórmula do método de linhas de interceptação (Fonte: Marshall et al., 2000)

A variável de interesse associada a um transecto linear ( $y_i$ ) (e.g., volume/ha) equivale à soma das razões entre o volume de uma peça de madeira morta ( $y_{ij}$ ) (e.g., volume/peça) e a probabilidade de que essa peça seja cruzada pelo transecto ( $p_{ij}$ ), para todas as peças cruzadas pela linha (transecto). Isso é expresso matematicamente como:

$$[1] \quad y_i = \sum_{j=1}^{m_j} \frac{y_{ij}}{p_{ij}}$$

Para determinar a probabilidade de que o transecto linear  $i$ , com comprimento  $L$ , intercepte uma peça de madeira morta (MM) com comprimento  $l_{ij}$ , é necessário definir arbitrariamente uma área de tamanho  $A$  onde as peças de MM se encontram. Assuma que o transecto  $i$  está localizado aleatoriamente em  $A$ . Imagine um retângulo de tamanho  $L \times W$ , onde  $W$  é a largura do retângulo, e o transecto  $i$  está no centro do retângulo (figura 1). Assuma que  $W$  é maior que o comprimento de qualquer peça sendo considerada.



**Figura B1.** Peças de MM distribuídas numa área A.

A probabilidade de que o transecto  $i$  intercepte uma peça de MM de comprimento  $l_{ij}$  com um ponto médio  $M_{ij}$  depende de que: (1)  $M_{ij}$  esteja no retângulo  $L \times W$  e (2) o transecto  $i$  intercepte a peça, dado que  $M_{ij}$  esteja no retângulo. Isso é:

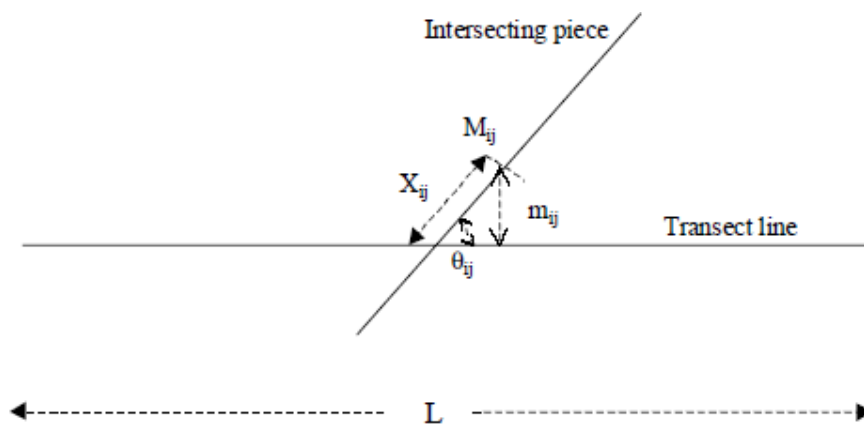
$$p_{ij} = \text{Prob}(M_{ij} \text{ is in the rectangle}) \\ \times \text{Prob}(\text{intersection given that } M_{ij} \text{ is in the rectangle}).$$

A probabilidade de que  $M_{ij}$  esteja no retângulo  $L \times W$  é simples:

$$[2] \quad \text{Prob}(M_{ij} \text{ is in } LW) = \frac{L \times W}{A}$$

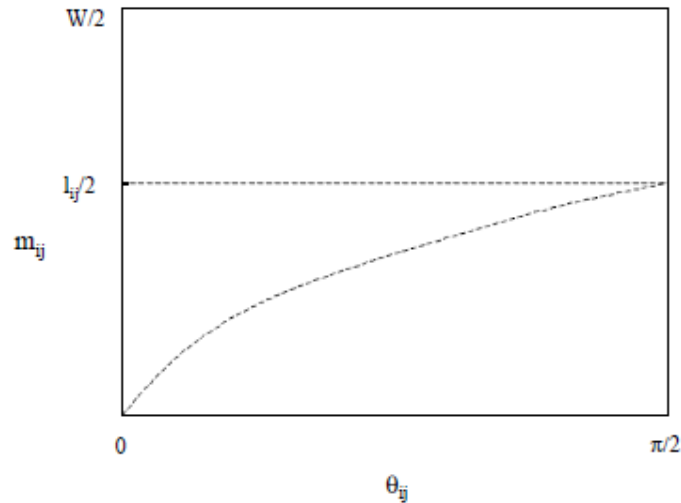
A probabilidade de que o transecto  $i$  intercepte a peça, dado que  $M_{ij}$  esteja no retângulo  $L \times W$ , depende do ângulo entre o transecto e a peça, e da distância perpendicular entre  $M_{ij}$  e o transecto. Na figura 2,  $\theta_{ij}$  é o ângulo agudo entre a peça e o transecto,  $m_{ij}$  é a distância perpendicular entre  $M_{ij}$  e o transecto,  $X_{ij}$  é a distância entre  $M_{ij}$  e o transecto medida ao longo da peça.  $\theta_{ij}$  varia de  $0$  a  $90^\circ$  ( $0$  a  $\pi/2$  radianos). Se  $M_{ij}$  estiver dentro do retângulo  $m_{ij}$  variará de  $0$  a  $W/2$ . O denominador da segunda parte de  $p_{ij}$  é definido como o produto dos valores máximos de esses rangos. Simbolicamente:

$$\text{Prob}(\text{intersection given that } M_{ij} \text{ is in the rectangle}) = \frac{?}{W/2 \times \pi/2}$$



**Figura B2.** Medição do ângulo agudo e comprimento de uma peça interceptada

Resta determinar quando o transecto interceptará a peça. Se  $\theta_{ij}$  for 0 radianos,  $m_{ij}$  também deverá ser 0 para que o transecto intercepte a peça, dado que  $\theta_{ij} = 0$  implica que o transecto é paralelo à peça (i.e., o transecto deve estar sobre a peça para interceptá-la). No outro extremo, se  $\theta_{ij}$  for  $\pi/2$  radianos,  $m_{ij}$  poderá variar de 0 a  $l_{ij}/2$  e o transecto interceptará a peça. Para diferentes valores de  $\theta_{ij}$ ,  $m_{ij}$  apresentará valores de entre 0 e menos de  $l_{ij}/2$  (figura 3).



**Figura B3.** Combinações de  $m_{ij}$  e  $\theta_{ij}$  para peças interceptadas.

Uma equação para o limite superior de  $m_{ij}$  pode ser derivada da relação entre  $m_{ij}$  e  $X_{ij}$  mostrada na figura 2. Para que o transecto intercepte a peça,  $X_{ij}$  deverá ser menor o igual a  $l_{ij}/2$ . Dado que  $m_{ij} = X_{ij} \times \sin\theta_{ij}$  e  $X_{ij} = m_{ij} / \sin\theta_{ij}$ :

$$\frac{m_{ij}}{\sin\theta_{ij}} \leq \frac{l_{ij}}{2}$$

Logo:

$$m_{ij} \leq \frac{l_{ij}}{2} \times \sin\theta_{ij}$$

Assim, a segunda parte de  $p_{ij}$  é:

Prob(intersection given that  $M_{ij}$  is in the rectangle)

$$= \frac{\text{area defined by } m_{ij} \leq \frac{l_{ij}}{2} \times \sin \theta_{ij}}{\frac{W}{2} \times \frac{\pi}{2}}$$

A área abaixo da curva  $m_{ij} \leq l_{ij}/2 \times \sin \theta_{ij}$  para o rango de ângulos entre 0 e  $\pi/2$  radianos é:

$$\begin{aligned} \text{area} &= \int_{\theta=0}^{\pi/2} \frac{l_{ij}}{2} \times \sin \theta \, d\theta \\ &= \frac{l_{ij}}{2} \times \left[ -\cos \theta \Big|_0^{\pi/2} \right] \\ &= \frac{l_{ij}}{2} \times \left[ -\cos\left(\frac{\pi}{2}\right) + \cos(0) \right] \\ &= \frac{l_{ij}}{2} \end{aligned}$$

Logo:

$$[3] \quad \text{Prob(intersection given that } M_{ij} \text{ is in the rectangle)} = \frac{\frac{l_{ij}}{2}}{\frac{W}{2} \times \frac{\pi}{2}}$$

As duas partes da probabilidade de que o transecto  $i$  intercepte uma peça (Equações 2 e 3) podem ser combinadas para formar:

$$p_{ij} = \frac{L \times W}{A} \times \frac{\frac{l_{ij}}{2}}{\frac{W}{2} \times \frac{\pi}{2}}$$

O que simplifcadamente é:

$$[4] \quad P_{ij} = \frac{2 \times L \times l_{ij}}{A \times \pi}$$

Se uma peça não estiver caída horizontalmente no plano (paralela ao plano horizontal), seu comprimento horizontal efetivo deverá ser calculado multiplicando  $l_{ij}$  com o cosseno do ângulo agudo entre a peça e o plano horizontal ( $\lambda_{ij}$ )

$$[5] \quad P_{ij} = \frac{2 \times L \times (l_{ij} \times \cos \lambda_{ij})}{A \times \pi}$$

Dado que o cosseno de qualquer ângulo agudo é menor que 1, esta correção diminui a probabilidade de intercepção (i.e., reduce o comprimento horizontal efetivo da peça).

Estimação do volume por hectare a partir de um transecto linear (Fonte: Marshall et al., 2000):

O volume por unidade de área representado pelas peças interceptadas por um transecto pode ser determinado substituindo o volume das peças ( $v_{ij}$ , em  $m^3$ ) por  $y_{ij}$  na Equação 1. Assim:

$$[6] \quad y_i = \sum_{j=1}^{m_i} \frac{v_{ij}}{P_{ij}}$$

Onde  $y_i$  é o volume total ( $m^3$ ) na área  $A$  representado por peças cilíndricas de madeira morta (MM) interceptadas pelo transecto  $i$ ,  $v_{ij}$  é o volume da peça  $j$  em  $m^3$  (interceptada pelo transecto  $i$ ),  $p_{ij}$  é a probabilidade de que o transecto  $i$  intercepte a peça  $j$  (determinada usando as Equações 4 e 5).

A fórmula do Huber prove uma estimativa de  $v_{ij}$  baseada na área do corte transversal no meio da peça ( $A_{Mij}$ , em  $cm^2$ ), que está determinada pelo diâmetro nesse ponto ( $d_{Mij}$ , em  $cm$ ), contanto que a peça seja circular. O comprimento da peça em  $m$  é  $l_{ij}$ . E 10.000 é usado para converter a área do corte transversal do meio da peça de  $cm^2$  a  $m^2$ .

$$v_{ij}(m^3) = A_{M_v} \times l_{ij} = \frac{\pi}{10000} \times \left( \frac{d_{M_v}}{2} \right)^2 \times l_{ij} = \frac{\pi \times d_{M_v}^2}{40000} \times l_{ij}$$

Asumindo, que em geral, o transecto intercepta as peças no centro, a fórmula do Huber poderá ser usada para estimar o volume das peças usando o diâmetro ( $d_{ij}$ ) medido no ponto de interseção entre o transecto e a peça.

$$[7] \quad v_{ij}(m^3) = \frac{\pi \times d_{ij}^2 \times l_{ij}}{40\,000}$$

As equações 7 e 5 podem ser substituídas na Equação 6 para obter o volume total na área A ( $y_i$ ) representado por cada transecto, onde L e  $l_{ij}$  estão em m,  $d_{ij}$  está em cm, e  $\lambda_{ij}$  está em graus ( $^\circ$ ):

$$y_i(m^3) = \frac{\left( \sum_{j=1}^{m_i} \frac{\pi \times d_{ij}^2 \times l_{ij}}{4 \times 10\,000} \right)}{\left( \frac{2 \times L \times l_{ij} \times \cos(\lambda_{ij})}{A \times \pi} \right)}$$

Simplificadamente:

$$y_i(m^3) = \frac{\pi^2 \times A}{80000 \times L} \times \sum_{j=1}^{m_i} \frac{d_{ij}^2}{\cos(\lambda_{ij})}$$

Se A for 1 há (10.000 m<sup>2</sup>), a equação acima sera simplificada para:

$$[8] \quad y_i(m^3 / ha) = \frac{\pi^2}{8 \times L} \times \sum_{j=1}^{m_i} \frac{d_{ij}^2}{\cos \lambda_{ij}}$$

Quando  $\lambda_{ij}$  é pequeno,  $\cos(\lambda_{ij})$  é próximo a 1 e o ângulo da peça com relação ao plano horizontal tem pouco impacto no valor de volume/ha estimado.



Se se assumisse que a maioria das peças se encontram aproximadamente paralelas ao plano horizontal, a fórmula será simplificada para:

$$[9] \quad y_i(m^3 / ha) = \frac{\pi^2}{8 \times L} \times \sum_{j=1}^{m_i} d_{ij}^2$$

Interpretação dos símbolos usados no ANEXO B:

- $\lambda_{ij}$  Ângulo agudo em relação ao plano horizontal da peça de MM j interceptada pelo transecto i (graus).
- $\theta_{ij}$  Ângulo agudo entre a peça de MM j interceptada pelo transecto i e o transecto (graus).
- A Tamanho da área onde as peças de MM se encontram.
- $A_{ij}$  Área do corte transversal da peça de MM j no ponto de interceptação com o transecto i ( $cm^2$ )
- $A_{Mij}$  Área do corte transversal da peça de MM j, interceptada pelo transecto i, no ponto central da peça j ( $cm^2$ ).
- $d_{ij}$  Diâmetro da peça de MM j, medido perpendicularmente ao eixo da peça, no ponto de interceptação com o transecto i (cm).
- $d_{Mij}$  Diâmetro da peça de MM j, interceptada pelo transecto i, no ponto central da peça j ( $cm^2$ ).
- $l_{ij}$  Comprimento da peça de MM j, interceptada pelo transecto i (m).
- L Comprimento do transecto linear (m).
- $m_i$  Número de peças interceptadas pelo transecto linear i.
- $m_{ij}$  Distancia perpendicular entre o ponto médio da peça de MM j, interceptada pelo transecto i, e o transecto i (m).
- $M_{ij}$  Ponto médio da peça de MM j, interceptada pelo transecto i (m).
- MM Madeira morta.
- $p_{ij}$  Probabilidade de que o transecto i intercepte uma peça de MM j.
- $v_i$  Volume das peças de MM por ha baseado no transecto linear i ( $m^3/ha$ ).
- $v_{ij}$  Volume da peça de MM j, interceptada pelo transecto i ( $m^3$ ).

- W      Largura arbitrária do rectanguli usados para deducir a fórmula do método de linhas de interceptação.
- $X_{ij}$     Distancia entre o ponto médio da peça de MM j, interceptada pelo transecto i, e o transecto i, medida ao longo da peça (m).
- $y_i$       Valor por unidade de área baseado no transecto i (e.g. volume/ha).
- $y_{ij}$     Valor por peça de MM (e.g. volume de uma peça de MM).