

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS**

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM ÁREA DE *BLOWDOWN* NA  
FLORESTA TROPICAL ÚMIDA DA AMAZÔNIA CENTRAL**

**LEANDRO TAVARES DOS SANTOS**

Manaus, Amazonas

Março, 2014

**LEANDRO TAVARES DOS SANTOS**

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM ÁREA DE *BLOWDOWN* NA  
FLORESTA TROPICAL ÚMIDA DA AMAZÔNIA CENTRAL**

ORIENTADOR: PhD. NIRO HIGUCHI

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências de Florestas Tropicais, área de concentração em Manejo Florestal.

Manaus, Amazonas

Março, 2014



Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação  
 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia  
 Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS**

**DEFESA PÚBLICA DISSERTAÇÃO / PPG-CFT - INPA**

Ata da Defesa Pública da Dissertação de Mestrado de **LEANDRO TAVARES DOS SANTOS** aluno (a) do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS, realizada no dia 12 de março de 2014.

Aos doze dias do mês de março de 2014, às 09h00min, na Sala de Aula do Programa de PG em Ciências de Florestas Tropicais, PPG-CFT, Campus III, INPA-V8, realizou-se a Defesa Pública da Dissertação de Mestrado intitulada: “ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM ÁREA DE BLOWDOWN NA FLORESTA TROPICAL ÚMIDA DA AMAZÔNIA CENTRAL”, em conformidade com o Artigo 68 do Regimento Interno do PPG-CFT e Artigo 52 do Regimento Geral da Pós-Graduação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (MCTI-INPA) como parte final de seu trabalho para a obtenção do título de **MESTRE EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS**, área de concentração em **Manejo Florestal**. A Banca Examinadora foi constituída pelos seguintes professores doutores: AFONSO FIGUEIREDO FILHO (UNICENTRO), PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO (USP) e NORBERT KUNERT (INPA). O (a) Presidente da Banca Examinadora, Dr. Niro Higuchi (orientador-INPA), deu início à sessão convidando os senhores membros e o(a) Mestrando(a) a tomarem seus lugares e informou sobre os procedimentos a serem observados para o prosseguimento do exame. A palavra foi, então, facultada ao (à) Mestrando(a) que apresentou uma síntese do seu estudo e respondeu às perguntas formuladas pelos membros da Banca Examinadora. Depois da apresentação e arguição, a referida Banca Examinadora se reuniu e decidiu por **APROVAR**.

A sessão foi encerrada às 10h40 e, para constar eu, Valdecira Azevedo, Secretária do PPG-CFT lavrei a presente Ata, que depois de lida e aprovada foi assinada pelo Presidente e membros da Banca Examinadora. Em Manaus (AM), 12 de março de 2014.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. : AFONSO FIGUEIREDO FILHO

Prof. Dr. PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO

Prof. Dr. NORBERT KUNERT

  
 Prof. Dr. Niro Higuchi  
 (Presidente da Banca)

  
 Dr. José Francisco de C. Gonçalves  
 Coordenador do PPG-CFT

**PPG CFT**  
 PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
 CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS  
 Mestrado e Doutorado



Av. André Araújo, 2936 - Aleixo  
 CEP: 69.060-010 - Manaus, AM, Brasil  
 Fone/Fax: +55(92)3643-1838  
 www.cft.inpa.gov.br - email: cft@inpa.gov.br



S237 Santos, Leandro Tavares dos  
Estoque de carbono no solo em área de *blowdown* na floresta tropical úmida da Amazônia Central. / Leandro Tavares dos Santos. --- Manaus : [s.n], 2014. x, 63 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2014.

Orientador : Niro Higuchi.

Área de concentração : Manejo Florestal.

1. Distúrbios naturais. 2. Downburst. 3. Solos tropicais. I. Título.

CDD 631.41

**Sinopse:**

Estudou-se a concentração de carbono e nitrogênio no solo de uma floresta de terra-firme perturbada por tempestade convectiva.

**Palavras-chave:** Distúrbios Naturais, Solos Tropicais, Downburst

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) pela estrutura e oportunidade concedida.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências de Florestas Tropicais (CFT) e todo corpo docente ao qual participaram da minha formação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa.

Aos meus mestres e orientadores Niro Higuchi, Daniel Magnabosco Marra, Plínio Barbosa de Camargo e Joaquim dos Santos pela paciência, oportunidade, confiança, ensinamentos e conhecimentos adquiridos por eles.

Aos membros do Laboratório de Manejo Florestal (LMF) e Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST-ZF2) pela estrutura, amizades, ensinamentos compartilhados na floresta e disponibilidade em ajudar.

Ao Centro de Energia Nuclear para Agricultura (CENA-ESALQ) e ao Jonas e Nonato do Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP-INPA) pelas análises dos dados, ao Professor Newton Falcão pelo empréstimo dos equipamentos para coleta dos dados.

Aos amigos do curso de pós-graduação do CFT pelos momentos de distração e estudo, em especial a Danilo e Lucas, companheiros de moradia, ao Bruno, Lorena e Tiago pela amizade e acolhimento em Manaus.

À Marcela, companheira de muitos anos, pela ajuda, estímulo e compreensão, que apesar da distância sempre foi meu ponto de apoio durante toda esta temporada.

Aos meus pais, José e Elisabete, pelo grande apoio nesta conquista e compreensão por dedicar alguns anos a mais de minha vida na pesquisa científica. Aos meus irmãos Alessandro e Juliana pela amizade e conselhos.

À Deus, por conceder a luz e a oportunidade em minha vida de realizar o sonho de estudar e conhecer parte da floresta amazônica e assim me tornar uma melhor pessoa e profissional. A todos aqueles que contribuíram um muito obrigado!

## RESUMO

Desde a Revolução Industrial a concentração de dióxido de carbono na atmosfera aumentou cerca de quarenta por cento. Este aumento pode ocasionar respostas indiretas no sistema climático da Terra. Na bacia amazônica, tempestades convectivas provocam a mortalidade de milhares de árvores e formam enormes clareiras na floresta. No ano de 2005, uma tempestade atingiu mais da metade da Amazônia brasileira ( $\pm$  150 milhões de hectares) matando milhares de árvores. Este estudo avaliou os efeitos da grande deposição de biomassa disponibilizada repentinamente sobre o solo. Foram quantificadas as concentrações de carbono orgânico (COS), estoque de carbono (ECS), nitrogênio (N) e a relação C/N nos solos de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central atingida pela tempestade convectiva de 2005. Avaliaram-se também as diferenças entre os microsítios formados pelos distúrbios (serapilheira, galhos e tronco). Dezesesseis parcelas foram amostradas ao longo de um gradiente de perturbação, previamente definido a partir da intensidade de mortalidade de árvores com DAP  $\geq$  10 cm. Para coleta de amostras de solos, seis perfis foram sistematicamente coletados a cada cinco metros ao longo das parcelas em três profundidades (0-10, 10-20 e 20-30 cm). Para as amostras de densidade foram coletados entre um a dois perfis por parcela. Cada perfil foi classificado de acordo com os resíduos na superfície do solo. No geral, o teor de COS, ECS e N foram maiores em solos argilosos e menores em solos arenosos. Os maiores valores de COS, ECS e N foram encontrados na parte superficial do solo (0-10 cm), diminuindo com a profundidade. O teor de carbono orgânico ( $p < 0,0001$ ), os estoques de carbono ( $p = 0,0047$ ) e nitrogênio ( $p < 0,0001$ ) foram maiores em florestas perturbadas do que em florestas não perturbadas. Solos localizados em resíduos grossos (tronco e galhada), no geral apresentaram maiores valores de COS, ECS e N do que serapilheira. Os valores de estoque de carbono no solo (ECS) apresentaram correlação positiva com as intensidades de perturbação (taxa de mortalidade) e com o teor de argila no solo. Este padrão minimiza os efeitos negativos destes eventos, porém não diminui a importância dos efeitos que estes fenômenos podem ter em escala regional e podem afetar processos tanto ecológicos como ecossistêmicos na floresta.

## ABSTRACT

Since the Industrial Revolution, the concentration of carbon dioxide in the atmosphere has increased by nearly forty percent. This increase may lead to indirect responses in Earth's climate system. In the Amazon basin, convective storms cause mortality of thousands of trees and form huge clearings in the forest. In 2005, this phenomenon reached part of the Brazilian Amazon ( $\pm 150$  million hectares) causing mortality of millions of trees. This study evaluated the effects of excessive accumulation of biomass suddenly deposited on the soil surface in this area. We quantified the concentrations of soil organic carbon (COS), carbon storage (ECS), nitrogen (N) and C/N ratio (CN) in a non-flooded forest of the central Brazilian Amazon hit by a convective storm in 2005. Also evaluated the concentrations between different microsites (leaf litter, branches and stem). Sixteen plots were sampled over a gradient of disturbance, predetermined from the tree mortality intensity with DAP  $\geq 10$ cm. Soil samples were collected from six profiles, systematically allocated every five meters along the plots at three depths (0-10cm, 10-20cm and 20-30cm). For densities samples, one or two profiles were collected in each plot. Each profile was classified according to the residues on the soil surface (litter, branches or trunk). In general, the amount of COS, ECS and N were greater in clay soils and lower in sandy soils. The highest values of COS, ECS and N were found on soil surface (0-10cm), decreasing with depth. COS ( $p < 0,0001$ ), ECS ( $p = 0,0047$ ) and N ( $p < 0,0001$ ) were higher in disturbed forest than in the undisturbed forest. Soils located under thick residues (stem and branches), showed higher COS, ECS and N than leaf litter. The values of carbon storage (ECS) of the disturbed forest of blowdown area showed positive correlation with the different intensities of disturbance (mortality of trees) and with the clay content in the soil. This pattern minimizes the negative effects of these events, but does not diminish the importance of the effects that these phenomena can have on a regional scale and can affect both ecosystem and ecological processes in the forest.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>viii</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>15</b>
2.1 Objetivo Geral .....	15
2.2 Objetivos Específicos.....	15
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>16</b>
3.1 Mudanças climáticas.....	16
3.2 Tempestades na bacia amazônica .....	19
3.3 Solos tropicais da Amazônia.....	22
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>24</b>
4.1 Área de estudo .....	24
4.1.1 Estação Experimental de Silvicultura Tropical e os eventos climáticos .	25
4.2 Delineamento amostral .....	26
4.3 Método de coleta e preparo das amostras.....	27
4.4 Análises física e química dos solos .....	29
4.5 Análise estatística .....	29
<b>5 RESULTADOS</b> .....	<b>32</b>
5.1 Caracterização dos solos da região.....	32
5.2 Variações dos dados de carbono orgânico no solo (COS), nitrogênio (N), estoque de carbono no solo (ECS) e relação C/N (CN) .....	33
5.2.1 Valores de COS e ECS.....	33
5.2.2 Valores de N e relação C/N .....	39
<b>6 DISCUSSÃO</b> .....	<b>43</b>
6.1 Estimativas do estoque de carbono no solo .....	43
6.2 Mudanças no estoque de carbono e a concentração de argila no solo .	44
6.3 Gradiente de distúrbio, clareiras e o estoque de carbono no solo .....	46
<b>7 CONCLUSÃO</b> .....	<b>50</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>51</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. (a): Localização da área atingida pela tempestade convectiva (retângulo) próxima a EEST, seguida da cidade de Manaus mais ao sul. (b): Os três estratos contendo dois transectos (em forma de cruz), implantados ao longo da área atingida pela tempestade (manchas vermelhas). Foram amostradas no total 16 parcelas para coleta de dados. E1 = 72 amostras de solos (4 parcelas x 6 pontos x 3 profundidades); 21 amostra de densidade (7 pontos x 3 profundidade), E2= 72 amostras de solo (4 parcelas x 6 pontos x 3 profundidades); 18 amostras de densidade (6 pontos x 3 profundidade) e E3= 144 amostras de solos (8 parcelas x 6 pontos x 3 profundidade); 24 amostras de densidade (8 pontos x 3 profundidade). Composição RGB (Bandas 3, 4 e 5) do sensor Landsat TM5 (L523106220050729).....25
- Figura 2. Croqui simplificado de um dos estratos da EEST. (a) Transecto em preto com suas parcelas retangulares (10 x 25 metros). (b) Detalhe de uma das parcelas com seus pontos de coleta de solo amostrados sistematicamente.....27
- Figura 3. Formações de diferentes microsítios observados em áreas de floresta de terra firme atingidas por tempestades de vento (*downbursts*). A) Zona de tronco, B) Zona de galhada. Acervo pessoal.....28
- Figura 4. Distribuição do teor de argila nos solos entre os estratos um (E1), dois (E2) e três (E3). Classe de textura de acordo com o diagrama triangular: muito argilosa, argilosa, média e arenosa, respectivamente em relação aos teores de argila, maior de 60%, de 35 a 60%, de 15 a 35% e abaixo de 15%......33
- Figura 5. Valores médios de estoque de carbono no solo (ECS) (a) e carbono orgânico no solo (COS) (b) em função da profundidade para os estratos E1, E2 e E3. Barras horizontais representam o erro padrão da média.....35

- Figura 6. Estoque de carbono no solo (ECS) (a) e carbono orgânico do solo (COS) (b) para floresta não perturbada (NP) e floresta perturbada (P), na profundidade de 0-30 cm. A linha transversal e o ponto dentro da caixa representam à mediana e a média dos valores, o comprimento da caixa representa o intervalo interquartil, as barras representam os maiores e menores valores observados quando não há outliers. Pontos fora do boxplot são outliers, os quais são >1.5 vezes do interval interquartil, distância do primeiro/terceiro quartil.....36
- Figura 7. Concentração de carbono orgânico no solo (COS) para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.....36
- Figura 8. Estoque de carbono no solo (ECS) para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.....37
- Figura 9. Estoque de carbono do solo ECS (a) e carbono orgânico do solo COS (b) na profundidade de 0-30 cm. Comparação entre os diferentes resíduos na superfície do solo, galhada (1), serapilheira (2) e tronco (3). A linha transversal e o ponto dentro da caixa representam à mediana e a média dos valores, o comprimento da caixa representa o intervalo interquartil, as barras representam os maiores e menores valores observados quando não há outliers. Pontos fora do boxplot são outliers, os quais são >1.5 vezes do interval interquartil, distância do primeiro/terceiro quartil.....38
- Figura 10. Estoque de carbono no solo (ECS) (a) e carbono orgânico no solo (COS) (b) em função da profundidade. Comparação entre os diferentes resíduos na superfície do solo (tronco, serapilheira e galhada). Barras horizontais representam o erro padrão da média.....39
- Figura 11. Valores gerais de nitrogênio (N) (a) e relação C/N (b) em função da profundidade para os estratos E1, E2 e E3. Barras horizontais representam o erro padrão da média.....40

- Figura 12. Concentração de nitrogênio (N) (a) e relação C/N (b) para floresta não perturbada (NP) e floresta perturbada (P), na profundidade de 0-30 cm.....40
- Figura 13. Concentração de nitrogênio (N) para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.....41
- Figura 14. Valores da relação C/N para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.....41
- Figura 15. Nitrogênio N (a) e relação C/N (b) na profundidade de 0-30 cm. Comparação entre os diferentes resíduos na superfície do solo, galhada (1), serapilheira (2) e tronco (3).....42
- Figura 16. Nitrogênio (a) e relação C/N (b) em função da profundidade. Comparação entre os diferentes resíduos categorizados na superfície do solo (tronco, serapilheira e galhada). Barras horizontais representam o erro padrão da média.....42
- Figura 17. Regressão linear simples do estoque de carbono no solo (ECS) em função do teor de argila (a) e da taxa de mortalidade (b).....46
- Figura 18. Estoque de carbono no solo (ECS) em relação as taxas de mortalidade (1)  $\leq 10\%$ , (2) 10 a 30% e (3)  $\geq 30\%$ . Pontos de cor cinza representam os valores médios de cada parcela e pontos pretos a média de cada classe de mortalidade....47

## 1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas são uma realidade desde o passado da Terra e ocorrem devido a causas naturais como variações na atividade solar e erupções vulcânicas. Porém, registros paleoclimáticos revelam que alterações como o aquecimento global atual estão ocorrendo mais rápido do que as mudanças passadas. O aumento da temperatura média do ar e dos oceanos, derretimentos generalizados de gelo e neve e a elevação do nível dos mares são evidências destas alterações e estão fortemente relacionadas com as atividades humanas. Os seres humanos tem alterado drasticamente a composição química da atmosfera desde o início da revolução industrial. Por exemplo, a concentração de dióxido de carbono na atmosfera aumentou em cerca de 40% desde a Revolução Industrial, principalmente devido à queima dos combustíveis fósseis e a remoção da cobertura vegetal (IPCC, 2007; 2013).

Este aumento da quantidade de dióxido de carbono na atmosfera tem promovido mudanças no ciclo e nos reservatórios de carbono da Terra. O ciclo global do carbono refere-se às trocas de carbono dentro e entre os quatro principais reservatórios: a atmosfera, os oceanos, os ecossistemas terrestres (vegetação e solos) e os combustíveis fósseis. A atmosfera conta com aproximadamente 805 Pg C (1 Pg = 1 petagrama =  $10^{15}$  g =  $10^9$  toneladas métricas), os oceanos 38.000 Pg C, os ecossistemas terrestres 2.050 Pg C e os combustíveis fósseis entre 5.000 – 10.000 Pg C (Houghton, 2007). Mais importante do que os estoques, é a capacidade de troca de cada reservatório com a atmosfera. Por exemplo, os ecossistemas terrestres, os quais fazem parte do ciclo rápido de carbono na Terra, trocam até 100 Pg C ano<sup>-1</sup> com a atmosfera. Enquanto isso, a troca de carbono dos maiores reservatórios, os oceanos e as rochas (ciclo longo), é apenas de 0,3 Pg C ano<sup>-1</sup>. Porém, as atividades humanas têm liberado grandes quantidades de carbono acumulado ao longo de milhões de anos no ciclo longo para o ciclo rápido (atmosfera e ecossistemas) em um curto prazo de tempo (Houghton, 2007; Queré *et al.*, 2009; IPCC, 2013).

O aquecimento da Terra é uma consequência direta do aumento do dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa na atmosfera. Entretanto, qualquer mudança no sistema climático da Terra pode levar a respostas indiretas conhecidas como “*feedbacks*”. Estes mecanismos podem dobrar a quantidade de aquecimento causado pelo dióxido de carbono isoladamente. Por exemplo, o aquecimento leva ao aumento da concentração de vapor de água na troposfera, derretimento do gelo e neve e reduz a capacidade de captação de CO<sub>2</sub> da atmosfera pelos oceanos. Todos estes processos aumentam ainda mais a concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera. Além disso, as mudanças climáticas também tem ameaçado a própria vida humana como também dos ecossistemas no planeta. Mudanças nos padrões de chuva, amplificação da erosão costeira, alongamento da estação em algumas regiões e a maior ocorrência dos eventos extremos como tempestades e furacões já tem sido reportados (IPCC 2007; 2013).

Um dos ecossistemas suscetíveis às mudanças nos fenômenos climáticos da Terra são as florestas tropicais da Amazônia. Na floresta amazônica, tempestades convectivas associadas com fortes chuvas levam a formação de ventos intensos e destruição da floresta diante de fenômenos climáticos conhecidos como *downburst* ou roça dos ventos (Nelson *et al.*, 1994; Espírito Santo *et al.*, 2010; Negron-Juarez *et al.*, 2010). Tais tempestades podem apresentar ventos com velocidades de até 147 km por hora e derrubar grandes quantidades de árvores (*blowdowns*) (Nelson *et al.*, 1994; Negron-Juarez *et al.*, 2010). No ano de 2005, este fenômeno atingiu mais da metade da Amazônia brasileira (~150 milhões hectares) matando  $542 \pm 121$  milhões de árvores (IC 95%) com emissão total de 0,076 Pg C (Chambers *et al.*, 2009; Negron-Juarez *et al.*, 2010; Higuchi *et al.*, 2012).

Como consequência das constatações observadas pelas mudanças climáticas durante todos estes ano, o mundo por meio da ONU (Organização das Nações Unidas) se mobilizou em 1992, durante a Rio-92 e aprovou a Convenção do Clima. Posteriormente, em 1997 foi aprovado o Protocolo de Quioto (Japão), um novo conteúdo adicionado à Convenção do Clima. Neste último, foram estabelecidas metas de reduções de emissões de carbono para os principais países poluentes. Para o cumprimento destas metas também foram criados mecanismos de flexibilização ao qual permite a negociação com países considerados em desenvolvimento. A partir deste momento, o carbono se tornou uma mercadoria

global e a localização e quantificação do carbono na Terra se tornou uma grande importância política e econômica.

As estimativas das trocas de carbono dos principais reservatórios da Terra com a atmosfera, não são totalmente precisas (Houghton, 2007). Porém, algumas destas medições são mais bem estudadas. Por exemplo, a medição do fluxo dos combustíveis fósseis para atmosfera são mais fáceis, pois são medições diretas de suas emissões. O balanço de carbono nos ecossistemas florestais também tem sido bem estudado, por meio da quantificação da biomassa e das emissões via desmatamento (Higuchi *et al.*, 2004; Ometto *et al.*, 2005; Saatchi *et al.*, 2011). Entretanto, assim como os oceanos, o solo é um reservatório de carbono complexo e grande, e pouco se sabe sobre sua capacidade de troca com a atmosfera (Lal, 2004).

O estoque de carbono global no solo é estimado em 2.500 gigatoneladas (Gt), dos quais 1.550 Gt são de carbono orgânico e 950 Gt são de carbono inorgânico. Grande parte deste estoque de carbono orgânico no solo se encontra nos ecossistemas florestais. O estoque de carbono atual nas florestas em todo mundo é estimado em 861 Pg C, e destes, 44% (383 Pg C) estão em seus solos. Nas florestas tropicais, o estoque de carbono no solo equivale a 32% de seu estoque de carbono total. As emissões globais devido às mudanças no uso da terra e cultivo do solo são estimadas em  $136 \pm 55$  Pg C (Queré *et al.*, 2009). Estas emissões são estimadas principalmente pela decomposição e queima da vegetação natural existente. Porém, não há estimativas das emissões pela decomposição e ou mineralização do carbono orgânico nos solos pelas mudanças nos ecossistemas naturais e por outros processos degradativos (Lal, 2004).

Diante do exposto, é evidente que as florestas tropicais podem ser susceptíveis à resposta do planeta às mudanças climáticas, principalmente devido à relação entre as tempestades convectivas na bacia Amazônica e o aumento da frequência dos eventos extremos na Terra. Assim, este trabalho foi realizado para compreender como o solo da floresta tropical da Amazônia responde a grande quantidade de biomassa depositada repentinamente na superfície do solo pela ocorrência do *blowdown*. Dessa forma, espera-se contribuir com melhores estimativas do balanço de carbono nestes ambientes em função de eventos decorrentes das alterações climáticas globais.

Neste trabalho foi selecionado um total de 16 parcelas (25m x 10m) instaladas em três estratos em uma área de floresta tropical úmida da Amazônia atingida por tempestade convectiva no ano de 2005. Entre as parcelas foram comparadas as concentrações de carbono e nitrogênio no solo ao longo de um gradiente de perturbação, contendo desde florestas perturbadas a não perturbadas. O termo “floresta não perturbada” será utilizado neste trabalho para determinar florestas não danificadas pela tempestade convectiva na área do *blowdown*, assim como para florestas primárias ou maduras de outros trabalhos para fins de comparação. Para verificar diferenças na dinâmica de carbono orgânico e nitrogênio no solo foi considerada a variabilidade de microsítios. Por fim, foi testada a relação entre o estoque de carbono no solo e a intensidade de distúrbio, a qual foi estimada a partir da mortalidade de árvores (DAP  $\geq$  10 cm).

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Comparar uma floresta atingida por tempestade convectiva com uma floresta não perturbada, quanto às concentrações de carbono orgânico no solo, estoque de carbono no solo, nitrogênio e a relação C/N.

### 2.2 Objetivos Específicos

- quantificar o estoque de carbono ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), concentração de carbono orgânico (%), nitrogênio (%) e relação C/N (%) no solo de floresta perturbada e não perturbada;

- analisar a variação do teor de carbono orgânico (%), nitrogênio (%), estoque de carbono no solo ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) e relação C/N (%) entre diferentes microsítios ou tipo de resíduo na superfície do solo (serapilheira, galhada e tronco);

- comparar o teor de carbono orgânico (%), nitrogênio (%), estoque de carbono no solo ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) e relação C/N (%) entre os três estratos amostrados;

- verificar diferença na concentração de carbono orgânico no solo (%), nitrogênio (%), estoque de carbono do solo ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) e relação C/N (%) em relação às diferentes profundidades no solo (0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm) e

- testar a relação entre o gradiente de distúrbio da floresta perturbada (%) (taxa de mortalidade) e o teor de argila no solo (%) com o estoque de carbono no solo ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Mudanças climáticas

Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudança no Clima (IPCC), mudança climática é a variação significativa no padrão do clima em um longo período. Quaisquer alterações ao sistema climático da Terra que afetam a quantidade de energia que entra ou sai do sistema, altera o equilíbrio radiativo do planeta e pode forçar as temperaturas a subir ou cair. Estas influências desestabilizadoras são chamadas de forçantes radiativas ou “*climate forcing*”. As forçantes radiativas naturais incluem mudanças da radiação solar, o ciclo de Milankovitch (variações na forma da órbita da Terra e na rotação de seu eixo que acontece a cada milhares de anos) e as grandes erupções vulcânicas. As forçantes criadas pelos seres humanos incluem a poluição de partículas (aerossóis), desmatamentos e o aumento das concentrações de dióxido de carbono na atmosfera e outros gases de efeito estufa. As forçantes externas podem criar mecanismos de respostas ou “*feedback*” que intensificam ou enfraquecem as forçantes originais ou internas da Terra. A diminuição das calotas polares, e sua consequente capacidade de reflexão, é um exemplo de *feedback* (Hansen *et al.*, 2011; IPCC, 2007).

Desde o início da Revolução Industrial (1760), quando as pessoas começaram a utilizar os combustíveis fósseis como fonte de energia, as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), têm aumentado. Em 2011 as concentrações destes gases de efeito estufa foram 391 ppm (partes por milhão), 1,803 ppb (partes por bilhão) e 324 ppb, respectivamente e excedem os níveis do período pré-industrial em cerca de 40%, 150% e 20% respectivamente. Estes aumentos se devem principalmente à expansão das atividades no setor industrial, agrícola e de transportes, que demandaram grande consumo de energia, proveniente da queima de combustíveis fósseis (petróleo, carvão mineral e gás natural), além do desmatamento de novas áreas para ocupação e uso da terra com outras atividades (IPCC, 2013).

Dióxido de carbono, metano e os halocarbonos, são gases de efeito estufa que absorvem grande quantidade de energia - incluindo também o calor emitido pela Terra - e então o reemitem. Alguma parte desta reemissão de energia retorna para a Terra, que aquece sua superfície e contribui para a intensificação do efeito estufa e consequente aquecimento da Terra. O impacto do aquecimento global é muito maior do que apenas o aumento da temperatura, o aquecimento modifica os padrões de chuvas, amplifica a erosão costeira, alonga as estações em algumas regiões, derretem as calotas polares e geleiras entre outros. De acordo com o recente relatório do IPCC sobre mudanças climáticas (AR5), estas mudanças já ocorrem e o aquecimento do sistema climático é inequívoco. O cenário mais otimista simulado prevê que o sistema terrestre armazenará 2,6 watts por metro quadrados (W/m<sup>2</sup>) adicionais. Nesse caso, o aumento da temperatura terrestre poderia variar entre 0,3°C e 1,7°C de 2010 até 2100 e o nível do mar poderia subir entre 26 e 55 centímetros ao longo deste século (IPCC, 2013).

Desde 1992, o mundo por meio da ONU (Organização das Nações Unidas) vem se mobilizando para conter o impacto das atividades humanas no clima. Durante a Rio-92 foi aprovado a Convenção do Clima. Esta Convenção depois de ratificada pela maioria dos países participantes passou a ser um documento obrigatório internacional. Em 1997 em Quioto (Japão) foi aprovado o Protocolo de Quioto, que acrescentou um novo conteúdo à Convenção do Clima. Este conteúdo envolveu, principalmente, o estabelecimento de metas de reduções de emissões para Partes do Anexo B e mecanismos de flexibilização para o cumprimento das metas. Considerando todas as Partes do Anexo B, a redução média é de, aproximadamente, 5% daquilo que foi emitido em 1990. O período de compromisso do Protocolo iniciou em 2008 e se encerrou em 2012, sendo as metas de reduções devidamente avaliadas (Higuchi *et al.*, 2012).

Todo carbono, flui entre cada reservatório em uma troca através do ciclo do carbono. Qualquer mudança neste ciclo em que se retira o carbono de um reservatório, este é alocado em outro. Atualmente a perturbação deste ciclo ocorre com as queimas dos combustíveis fósseis e os desmatamentos. Todo este carbono extra, precisa ir para algum lugar e segundo o quinto relatório do IPCC (AR5), as emissões anuais pela combustão dos combustíveis fósseis e a produção de cimento foram 54% acima do nível do ano de 1990. Do ano de 1750 até 2011, as emissões de CO<sub>2</sub> pela combustão dos combustíveis fósseis e produção de cimento liberou 375

Gt C para atmosfera, enquanto os desmatamentos e outras mudanças no uso do solo liberaram 180 Gt C. De todas as emissões acumulativas de CO<sub>2</sub>, 240 Gt C tem acumulado na atmosfera, 155 Gt C é absorvido pelos oceanos e 160 Gt C acumulado nos ecossistemas naturais (IPCC, 2013).

As respostas de longo prazo dos biomas florestais em relação as mudanças climáticas ainda não são bem entendidas. Porém, sabe-se que as florestas tem um importante papel no ciclo do carbono global devido ao grande potencial de captação de gás carbônico. O aumento de CO<sub>2</sub> na atmosfera estimula a fotossíntese nas plantas, e assim a captação de carbono. Este por sua vez, aumenta a biomassa nas plantas e nos solos e promove um sumidouro de carbono na Terra. A magnitude da captação, entretanto, depende criticamente de outros fatores, como a disponibilidade de água e nutrientes (Pan *et al.*, 2011; IPCC, 2013).

A maior parte do carbono da Terra – cerca de 65.500 bilhões de toneladas - está estocada nas rochas. O restante se encontra, nos oceanos, atmosfera, plantas, solo e combustíveis fósseis. O estoque global atual de carbono nas florestas é estimado em 861 ± 66 Pg C, sendo que as florestas tropicais estocam 471 ± 93 Pg C (55%), a floresta boreal 272 ± 23 Pg C (32%) e as florestas temperadas 119 ± 6 Pg C (14%). Sendo que, 44% estão localizados nos solos (até 1 metro de profundidade), 42% na biomassa viva (abaixo e acima do solo), 8% em madeira morta e 5% nas serapilheira. Além da biomassa viva, o solo e os resíduos florestais (madeira morta e serapilheira) também apresentam quantidade significativa no estoque de carbono, contando com 35% do sumidouro global e aproximadamente 60% do estoque de carbono florestal (Pan *et al.*, 2011).

As florestas tropicais tem um papel importante nas mudanças climáticas, como fonte e sumidouro global de carbono. Somente as florestas tropicais não perturbadas ocupam aproximadamente 70% da área de floresta tropical no mundo e ainda representam a maior área dos biomas florestais mundiais (~50%). Além disso, considerando apenas o carbono da biomassa vegetal viva, somente as florestas tropicais contam com dois terços da biomassa global das florestas não perturbada. Entretanto, os desmatamentos das florestas na região dos trópicos também produzem significativas emissões de carbono para atmosfera. No período entre 1990 a 2007 as emissões equivaleram aproximadamente a 40% das emissões globais dos combustíveis fósseis. Com a captação de carbono significamente iguais aos seus

desmatamentos, as florestas tropicais foram neutras no balanço de carbono neste período (Pan *et al.*, 2011).

### **3.2 Tempestades na bacia amazônica**

Os distúrbios naturais e antrópicos são as principais fontes de heterogeneidade espacial e temporal na estrutura e dinâmica de comunidades naturais, e atuam como agentes de seleção natural na evolução da história da vida (Sousa, 1984). Estes fenômenos apresentam importante influência em processos em nível de ecossistema, acúmulo de biomassa e ciclagem de nutrientes e carbono (Sousa, 1984; Dale *et al.*, 2001). Além disso, os distúrbios naturais podem variar em tamanho, intensidade e frequência (Turner *et al.*, 1998), e causam mudanças abruptas na estrutura de comunidades naturais, afastando-lhes da estabilidade ou condições próximas ao equilíbrio. A ausência de tal variabilidade pode levar a redução da diversidade e densidade de espécies em áreas de baixa frequência de formação de clareiras, podendo também levar muitas espécies a extinção (Sousa, 1984).

As respostas de espécies perenes às mudanças regulares das estações no ambiente físico são pontos chave na decisão a cerca de qual o grau de mudanças ao longo de um continuum constitui um distúrbio (Sousa, 1984). Um mesmo fenômeno básico (seca, tempestades, etc), pode extrair respostas influenciando desde aclimatizações fisiológicas até a extinção de populações, dependendo da magnitude desta variação (Sousa, 1984). A formação de clareiras pela queda de uma ou várias árvores constitui um importante fator para manter a diversidade e densidade de espécies arbóreas (Sousa, 1984; Denslow, 1995).

A influência dos fenômenos naturais na dinâmica, conservação e diversidade das espécies ainda não é totalmente esclarecida. Condit *et al.*, (1992) relataram que o aumento da frequência de distúrbios apenas preserva a floresta como floresta, mas não mantém a diversidade de espécies que a contém. Em contrapartida, em estudos realizados em florestas perturbadas atingidas por tornados após seis anos no noroeste da Pensilvânia, Peterson & Pickett (1995) encontraram maiores valores em riqueza de espécies total, cobertura total e densidade de mudas de árvores do que em locais de florestas não perturbadas na região.

Garstang *et al.*, (1998) avaliam que a predominância de um determinado distúrbio nos ecossistemas florestais varia de acordo com a latitude (White & Pickett,

1985). Eventos de incêndios florestais são mais frequentes em regiões de alta latitude de florestas boreais (Shugart *et al.*, 1992). As florestas tropicais localizadas na região do cinturão dos furacões (10 – 20 graus norte e sul do equador) estão sujeitas a eventos de furacões na estação chuvosa e incêndios na estação seca (Sousa, 1984; Brokaw & Walker, 1991). Já nas florestas equatoriais dos trópicos úmidos ocorrem eventos de grandes escalas de *blowdown*, evento que leva a queda de milhares de árvores. Os distúrbios nesta região são pouco variados em relação às florestas subtropicais (Garstang *et al.*, 1998).

Os padrões de destruição na floresta em escala regional (100-500 km) ocasionados por furacões podem ser controlados pelas características da própria tempestade, como velocidade do vento e intensidade e trajeto da tempestade, assim como da topografia do ambiente, nas quais as características das elevadas topografias enfraquecem as tempestades (Foster *et al.*, 1999; Ulanova, 2000). A variação regional da vegetação também contribui para diferenças nos danos causados pelas tempestades. Em florestas atingidas por furacões, as árvores altas apresentam maiores probabilidades de desfolhamento do que árvores baixas e árvores altas de maiores diâmetros tendem a sofrer maiores queda por exposição das raízes ao invés de quebras dos troncos (Putz, 1983; Brokaw & Walker, 1991; Walker, 1991).

A forma, tamanho e a proximidade de áreas adjacentes determinam os padrões de recuperação e colonização em um dado evento. Pequenos distúrbios são poucos significantes, devido à proximidade de áreas adjacentes de florestas não perturbadas, obtendo uma recuperação mais rápida (Foster *et al.*, 1999). Porém, os distúrbios intensos e de larga escala, podem gerar um dano maior na variação ambiental. Mesmo em florestas de composição similares, ocorre diferença na susceptibilidade ao distúrbio e variação na dinâmica da recuperação entre diferentes posições da paisagem (Dyer & Baird, 1997; Turner *et al.*, 1998). Por exemplo, quanto maior a clareira formada, maior a intensidade de luz, duração do dia e temperatura média do ar e do solo (Sousa, 1984; Denslow, 1987). Estas mudanças relacionadas ao tamanho da clareira podem influenciar a germinação de sementes, rebrota, e a subsequente sobrevivência e crescimento de mudas e plântulas, além de favorecer o estabelecimento de espécies pioneiras de rápido crescimento (Putz, 1983; Peterson & Pickett, 1995; Burslem *et al.*, 2000).

No interior de uma clareira as condições ao longo do fuste podem ser muito diferentes daqueles sobre a copa e das áreas de raízes expostas pela queda de árvore, onde solos minerais são expostos no ambiente (Sousa, 1984). Neste último, são locais onde se encontra maior concentração de mudas e plântulas de espécies pioneiras, uma vez que o aumento da profundidade na liteira pode inibir a germinação de algumas sementes de espécie pioneira (Putz, 1983; Brokaw & Walker, 1991). Tais variações no interior das clareiras favorecem o estabelecimento de várias espécies com exigências diversas e leva a diversidade da vegetação (Peterson & Pickett, 1995; Denslow, 1995).

Os danos nas florestas ocasionados por tempestades estão frequentemente associados com a intensidade de rajadas de vento (Lugo *et al.*, 1983). Na floresta amazônica, tempestades convectivas associadas com fortes chuvas levam a formação de ventos intensos e destruição da floresta diante de fenômenos climáticos como o *downburst* (Nelson *et al.*, 1994; Chambers *et al.*, 2009). As atividades convectivas que atingem a bacia amazônica surgem de linhas de instabilidades induzidas pela brisa do oceano atlântico, na costa nordeste da América do Sul (Cohen *et al.*, 2009; Negron Juarez *et al.*, 2010; Satyamurty *et al.*, 2012). As nuvens convectivas se propagam pelo continente e podem alcançar até o extremo oeste da Amazônia, causando chuvas torrenciais e ventos muito fortes (16 m/s) na estação seca (Nelson *et al.*, 1994; Garstang *et al.*, 1998; Negron Juarez *et al.*, 2010; Espírito Santo *et al.*, 2010). A região ocidental da Amazônia é a que apresenta maiores frequências de tempestades associadas com atividades convectivas severas, resultando na maior incidência de *blowdown* (Nelson *et al.*, 1994; Espírito Santo *et al.*, 2010).

A ocorrência de tempestades convectivas na floresta tropical da América do Sul foram descritas e quantificadas pela primeira vez por Nelson *et al.* (1994). Através de análises de imagens Landsat TM na floresta amazônica brasileira, descobriu-se 330 manchas de vegetações perturbadas em áreas remotas similares em origem às recentes manchas de *blowdown* descobertas na região norte de Manaus. As somas dessas manchas correspondem a aproximadamente 90.000 hectares. Os grandes eventos de *blowdowns* (0,33 a 33 Km<sup>2</sup>) apresentam uma distribuição não uniforme na bacia amazônica. Em trabalho mais recente, Espírito Santo *et al.* (2010) mapeou 279 fragmentos de *blowdown* abrangendo uma área total de 21.931 hectares. Destes, 17.822 hectares eram de antigos *blowdowns*, (>2 anos)

enquanto 4.190 foram considerados recentes. Os eventos catalogados variaram em tamanho de 5 a 2.223 hectares, sendo *blowdowns* com cerca de 50 hectares os mais frequentes.

No ano de 2005, a mortalidade de árvores ocasionada pela linha de instabilidade que atingiu a região de Manaus foi quantificada através de cenas do satélite Landsat. O número estimado foi de  $0,5 \pm 0,056$  (SD) milhões de árvores, com perda de biomassa equivalente a  $128 \pm 14$  (SD) Gg de carbono no total (Negron Juarez *et al.*, 2010). Em toda a bacia da Amazônia a distribuição do tamanho dos distúrbios segue a lei da potência, em que os eventos variam entre distúrbios mais frequentes e menores (5-10 árvores) a eventos raros e maiores (30-100 ha) (Fisher *et al.*, 2008; Lloyd *et al.*, 2009; Chambers *et al.*, 2009; Negron Juarez *et al.*, 2010; Espirito Santo *et al.*, 2010).

### 3.3 Solos tropicais da Amazônia

Os processos pedogenéticos na Amazônia ocorreram pela acentuada diferença dos processos geológicos e geomorfológicos da bacia (Hoorn *et al.*, 2010). Os escudos brasileiro e guiano, originários do pré-cambriano, são os mais antigos da América do Sul, alcançando 1500 a 3600 bilhões de anos. Ambos os escudos estão localizados ao norte e sul da parte mais baixa do rio Amazonas. Em contrapartida, na parte ocidental da Amazônia, região onde apresenta relativamente solos mais férteis, ocorre formações mais recentes. Sua proximidade com os Andes permite a manutenção da fertilidade através da erosão dos solos e exposição da rocha matriz (Jordan & Herrera, 1981; Quesada *et al.*, 2011)

Cerca de 75% da área da Amazônia esta coberta por solos de baixa fertilidade (Sanchez *et al.*, 1982). Esta condição associa-se a falta de atividade geológica da região nos tempos atuais e a deposição de sedimentos de conteúdo de baixa fertilidade ocorrido antigamente na bacia pelo antigo escudo das Guianas (Fittkau *et al.*, 1975). As altas temperaturas e os elevado regime de chuva, combinados com a estabilidade topográfica, resultam em um elevado grau de intemperismo e lixiviação de nutrientes nos solos da região (Quesada *et al.*, 2011).

Em áreas cobertas por floresta predominam os Latossolos e os Argissolos que contabilizam 61% dos solos da floresta amazônica. Estes solos são mais frequentes na região dos escudos do Brasil e da Guiana, ocorrendo também com menor frequência ao longo da parte central a leste do rio Amazonas. Já os solos

restantes, como os Plintossolos, Gleissolos, Cambissolos e os Leptossolos, somam apenas 12% dos solos florestais da Amazônia (Quesada *et al.*, 2010, 2011).

Na região central próxima de Manaus, existem três tipos de solos predominantes: Latossolo, Argissolo e Espodossolo. Os Latossolos ocorrem em relevos mais planos ou suaves ondulados, principalmente nos platôs. Os Argissolos ocorrem em regiões de relevo acidentado próximas ao baixo e enquanto os Espodossolos ocorrem somente nos baixios. Em algumas ocasiões podem ser encontrado Argissolos/Latossolos com textura argilosa/muito argiloso entre os Latossolos dos platôs e os Argissolos (Telles, 2002).

Os Latossolos se encontram principalmente em topografias estáveis das regiões tropicais de elevadas temperaturas ao qual favorecem o intenso intemperismo (Sanchez, 1976). Estes solos apresentam avançado desenvolvimento pedogenético e sua fração mineral é dominada por minerais intemperizados pobres em nutrientes, tais como óxidos de ferro e de alumínio (hematita, gibbsita e goetita), e caulinita. Como consequência, são solos que apresentam baixa fertilidade; alta capacidade de absorção de fósforo; elevada acidez, entre outros (Buol, 2002). Porém, os Latossolos apresentam estrutura física favorável, sendo profundos e com elevada capacidade de absorção de água, além de apresentarem considerável capacidade de acúmulo de matéria orgânica (Dick *et al.*, 2005; Zinn *et al.*, 2007).

Os Argissolos são o segundo grupo predominante nos solos da Amazônia (Quesada *et al.*, 2011), caracterizados pelo acúmulo de argila nos horizontes subsuperficiais e e camada superficial com textura areno/argiloso (West *et al.*, 1998). Estes são solos ácidos fortemente intemperizados com baixa saturação de bases (West *et al.*, 1998; Driessen *et al.*, 2001; IUSS Working Group WRB, 2006). Os Argissolos apresentam restrições físicas ao crescimento de plantas como alta densidade, infiltração limitada e maior escoamento superficial (West *et al.*, 1998). No trabalho de Telles, 2002, os Argissolos da região de Manaus foram os solos que apresentaram maiores teores de carbono. Segundo o autor, isto pode ser explicado pelas camadas mais arenosas superficiais. A inclinação do terreno e o aumento do teor de argila em profundidade favorece o caminhamento lateral de ácidos orgânicos.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

Este trabalho foi realizado na Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST/INPA) em uma área de floresta de terra-firme atingida por uma tempestade convectiva ocorrida em 2005 (Figura 1a). Na região estudada, a floresta apresenta três tipos de solos predominantes: Latossolos, Argissolos e Espodossolos. Os Latossolos são predominantes e originados pela intemperização de materiais caulíníticos do período terciário, representando 70% da área, e ocorrem principalmente nos platôs, podendo ocorrer desde o platô até o baixio em vertentes mais íngremes. Os Espodossolos são o segundo predominante, com 20% da área, e ocorrem principalmente nos baixios, sendo sazonalmente inundáveis no período chuvoso. Os Argissolos ocorrem nas vertentes e representam 10% da área da região (Telles, 2002, Ferraz *et al.*, 1998). A variação dos solos da região de Manaus está relacionada com a topografia. O gradiente de areia, por exemplo, aumenta da região de platôs para as regiões de vale onde são predominantemente arenosos (Chauvel *et al.*, 1987; Ferraz *et al.*, 1998; Toledo *et al.*, 2011).

O clima local é classificado pelo tipo Am (tropical chuvoso) de acordo com Köppen. A temperatura média anual é de 26°C e a precipitação anual varia de 2.000 a 2.400mm), (Kunert, 2014 <https://www.bgciena.mpg.de/>, acessado em 10/01/2014). Entre os meses de Junho a Setembro, existe uma distinta estação seca com uma precipitação geralmente <100 mm por mês. A floresta apresenta alta diversidade de espécies arbóreas (Carneiro *et al.*, 2005; Higuchi *et al.*, 1998a; Saito *et al.*, 2003) e altura média de 30 metros com as maiores árvores atingindo cerca de 40 metros (Lima *et al.*, 2007). A biomassa aérea é de aproximadamente 217,0 Mg·ha<sup>-1</sup> (Higuchi *et al.*, 1997) com densidade de árvores com DAP ≥ 10 cm (DAP= diâmetro à altura do peito= 1,3 m) de 572,8 ± 25,3 árvores·ha<sup>-1</sup> (95% CI). A área basal média das árvores com DAP ≥ 10 cm é 26,1 ± 1,7 m<sup>2</sup>·ha<sup>-1</sup> (95% CI) (Silva *et al.*, 2002; Vieira *et al.*, 2004; Marra *et al.*, em revisão).

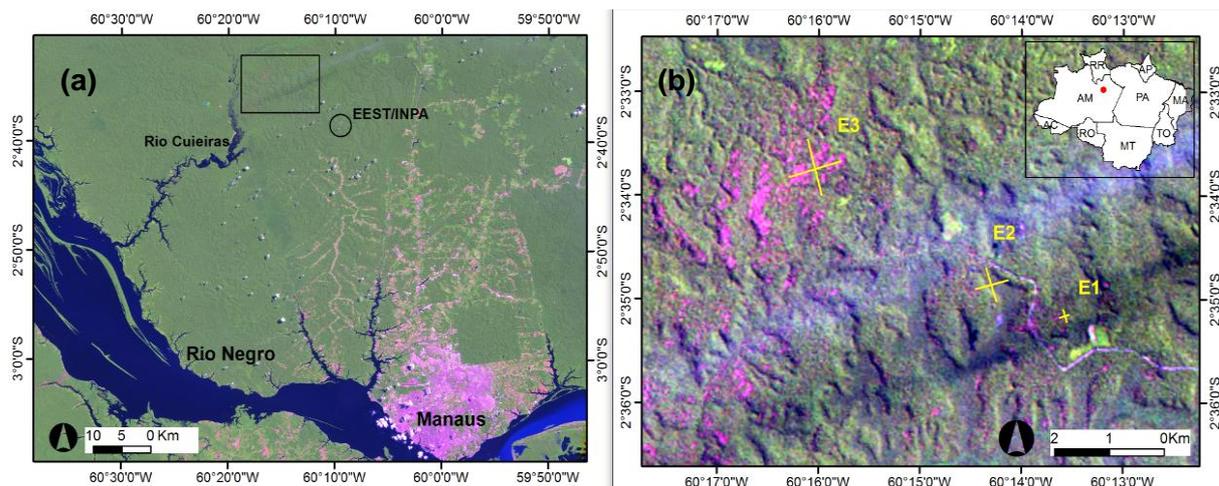


Figura 1. (a): Localização da área atingida pela tempestade convectiva (retângulo) próxima a EEST, seguida da cidade de Manaus mais ao sul. (b): Os três estratos contendo dois transectos (em forma de cruz), implantados ao longo da área atingida pela tempestade (manchas vermelhas). Foram amostradas no total 16 parcelas para coleta de dados. E1 = 72 amostras de solos (4 parcelas x 6 pontos x 3 profundidades); 21 amostra de densidade (7 pontos x 3 profundidade), E2= 72 amostras de solo (4 parcelas x 6 pontos x 3 profundidades); 18 amostras de densidade (6 pontos x 3 profundidade) e E3= 144 amostras de solos (8 parcelas x 6 pontos x 3 profundidade); 24 amostras de densidade (8 pontos x 3 profundidade). Composição RGB (Bandas 3, 4 e 5) do sensor Landsat TM5 (L523106220050729).

#### 4.1.1 Estação Experimental de Silvicultura Tropical e os eventos climáticos

A Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST) está situada a cerca de 50 km norte da cidade de Manaus e compreende uma área de 22.000 hectares de floresta de terra firme (Andrade & Higuchi, 2009). É administrada pela Coordenação de Pesquisas em Silvicultura Tropical (CPST) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). A floresta da EEST é influenciada pelas bacias do rio Cuieiras e do rio Negro (Figura 1a).

Em Janeiro do ano de 2005 foram observadas propagações de linhas de instabilidades e formação de fortes tempestades e rajadas de vento na região de Manaus. Sua formação ocorreu devido ao encontro de duas massas de ar de baixa pressão e temperatura (Negrón-Juarez *et al.*, 2010). Próximo à EEST um extenso trecho localizado ao longo da bacia do rio Cuieiras foi atingido pela tempestade, que ocasionou a queda de milhares de árvores (*blowdown*) e modificação da estrutura do dossel da floresta, levando a abertura de milhares de clareiras de diversos tamanhos, algumas com tamanho superior a 30 hectares (Marra *et al.*, em revisão) (Figura 1b). As linhas de instabilidades (células convectivas caracterizadas pela

ocorrência de *downburst*) são formadas principalmente ao longo da costa nordeste e ocorrem em média quatro vezes por mês no continente (Cohen *et al.*, 2009).

#### 4.2 Delineamento amostral

O método de amostragem e alocação das parcelas na área afetada pela tempestade foi definido por (Marra *et al.*, em revisão). O método de amostragem foi feito a partir de critérios espectrais, extensão, geometria, distribuição de clareiras e acesso às áreas afetadas. O objetivo principal do método, segundo os autores, foi captar as variações estruturais e florísticas nos diferentes níveis de distúrbio e de mortalidade.

As parcelas localizadas na EEST foram instaladas em três estratos definidos a partir da área perturbada e intensidade de mortalidade. Em cada estrato foram instalados dois transectos, no sentido Leste-Oeste e no sentido Norte-Sul. Em todos os seis transectos foram alocadas parcelas de 10x25 m (Figura 1 e 2). O comprimento dos transectos de cada estrato está delimitado de acordo com a extensão da área de floresta danificada. No estrato um (E1) cada transecto apresenta 200 metros de comprimento com um total de 16 parcelas e área de 0,4 hectares amostrados. No estrato dois (E2), os transectos apresentam 600 metros de comprimento cada, com 48 parcelas alocadas e área total de amostragem de 1,2 ha. Já no estrato três (E3) o comprimento de cada transecto foi de 1.000 metros, alocando 80 parcelas, sendo amostrados 2,0 ha no total (Figura 1) (Marra *et al.*, em revisão).

A utilização do método dos transectos é eficaz para captar variações na estrutura e na composição de formações vegetais (Felfili, 1995; Péllico & Brena 1997). Além disso, como os distúrbios por tempestades não atingem as florestas de forma constante, nas áreas do *blowdown* também há florestas não perturbadas. Assim, o uso do transecto foi eficaz para captar diferentes intensidades de distúrbios dentro de cada estrato, com parcelas abrangendo desde florestas não perturbadas a florestas severamente perturbadas. Para a condução deste trabalho, foram selecionadas parcelas que incluem um extenso gradiente de perturbação (florestas com diferente gradiente de perturbação e florestas não perturbadas). A determinação do grau de perturbação de cada parcela foi realizada com o auxílio da ferramenta de variação espectral das áreas utilizando dados de valores ( $\Delta$ NPV) através de imagens pré e pós-distúrbios da região. Os valores de ( $\Delta$ NPV) são

valores médios de cada pixel (30 X 30m) da imagem. Esta ferramenta é útil, pois a variação do NPV nas imagens pode explicar cerca de 80% da mortalidade de árvores observadas em campo (Marra *et al.*, em revisão; Negrón-Juárez *et al.*, 2010; Negrón-Juárez *et al.*, 2011). Os resultados obtidos pela ferramenta de variação espectral foram confirmados por visualização das parcelas em campo.

Para este trabalho foram selecionadas somente parcelas localizadas no relevo de platô, o que elimina variáveis indesejáveis como variações nas condições do ambiente. Além disso, na região central da Amazônia, os platôs são o relevo predominante em toda bacia, e as áreas de florestas neles situadas são as mais afetadas pelas tempestades.

### 4.3 Método de coleta e preparo das amostras

Após a escolha das parcelas, amostras de densidade foram coletadas aleatoriamente em um ou dois pontos por parcela. As amostras de solos foram coletadas em seis pontos sistematicamente localizados no meio da parcela, a 5 metros de distância da linha do transecto e distantes 5 metros uns aos outros e em três profundidades: 0-10, 10-20 e 20-30 cm (Figura 2).

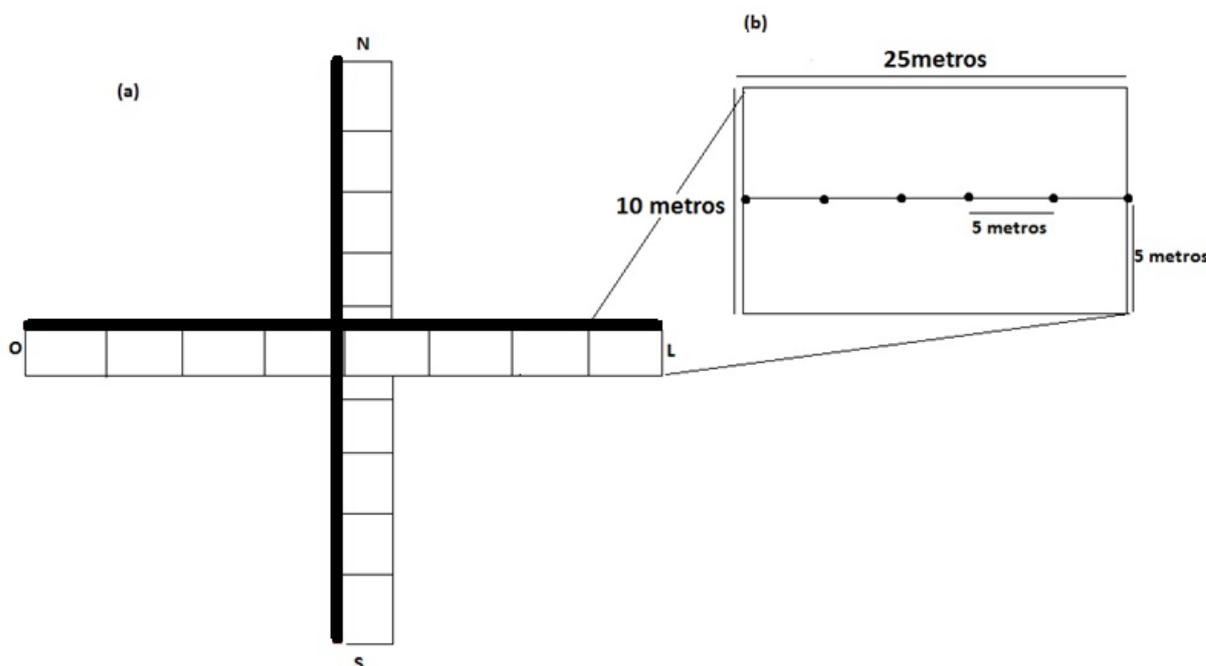


Figura 2. Croqui simplificado de um dos estratos da EEST. (a) Transecto em preto com suas parcelas retangulares (10 x 25 metros). (b) Detalhe de uma das parcelas com seus pontos de coleta de solo amostrados sistematicamente.

Em áreas de clareiras são formados diferentes tipos de resíduos na superfície do solo (galhos, raízes e troncos) ocasionado pela queda das árvores no ambiente, o qual foi denominado de microsítios neste trabalho. Assim, para verificar diferenças do carbono orgânico e seu índice de “input” de material orgânico no solo, todos os pontos de coleta das amostras foram identificados e categorizados. Os diferentes microsítios neste trabalho foram categorizados entre: galhada, tronco e serapilheira (Figura 3). Este método foi utilizado para captar a variação da mortalidade dentro das parcelas, uma vez que o  $\Delta\text{NPV}$  é um valor médio e não capta a variação da intensidade de mortalidade nesta escala. Assim, a caracterização dos microsítios foi importante para compreender com maiores detalhes a dinâmica do carbono nos solos via mortalidade de árvores.

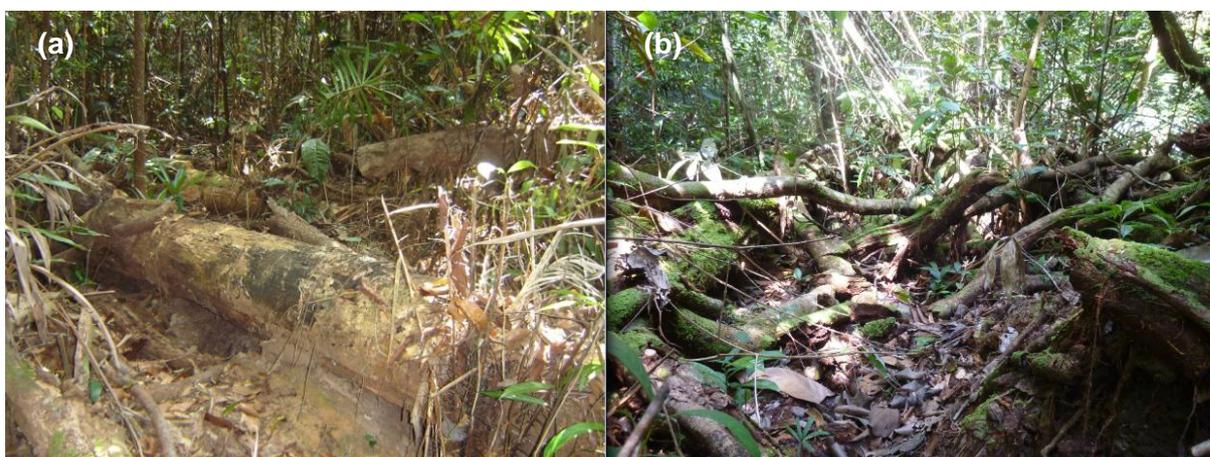


Figura 3. Formações de diferentes microsítios observados em áreas de floresta de terra firme atingidas por tempestades de vento (*downbursts*). a) Zona de tronco, b) Zona de galhada. Fotos: LMF/Projeto SAWI

No total foram coletados 288 amostras de solos (16 parcelas x 6 pontos x 3 profundidades) e 63 amostras de densidade (21 pontos x 3 profundidades) (Figura 1). Todas as amostras foram coletadas com trado de aço inox e para as amostras de densidade foram utilizados cilindros de cinco centímetros de altura e volume de 98 cm<sup>3</sup>. Todas as amostras de densidade foram coletadas na parte intermediária de cada uma das três profundidades. Para homogeneização, as amostras foram secas ao ar e destorroadas para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Os resíduos indesejáveis das amostras de solos (folhas, galhos e raízes) foram cuidadosamente retirados à mão e então as amostras foram passadas em peneiras (< 2mm).

#### 4.4 Análises física e química dos solos

Os teores de carbono e nitrogênio das amostras de solos foram determinados pelo espectrômetro de massa no Centro de Estudos Nuclear para Agricultura (CENA), Piracicaba, São Paulo. As amostras de densidade, todas foram secas em estufa a 105 °C até peso constante e então pesado. Para análise física de textura dos solos foi utilizado o método da pipeta, após pré-tratamento utilizando peróxido de hidrogênio para remoção da matéria orgânica, realizado no Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP) do INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) Manaus, Amazonas.

O estoque de carbono no solo (ECS, Mg·ha<sup>-1</sup>) corresponderá ao produto do teor de carbono orgânico do solo (COS, g·kg<sup>-1</sup>) pela densidade do solo (DS, g·cm<sup>-3</sup>) e pela profundidade (cm), empregando-se a fórmula:

$$\text{ECS} = (\text{COS} \times \text{DS} \times p)/10: \text{ sendo}$$

ECS = estoque de carbono do solo (Mg·ha<sup>-1</sup>); COS = teor de carbono orgânico do solo (g·kg<sup>-1</sup>); DS = densidade do solo (g·cm<sup>-3</sup>); e p = profundidade da camada do solo (centímetros).

#### 4.5 Análise estatística

Todas as análises foram realizadas em R 3.0.1 (R Core Team (2013) R: *A language and environment for statistical computing*). Diferenças nas concentrações de carbono, nitrogênio, estoque de carbono e relação C/N no solo dentre os fatores foram avaliadas por meio da Análise de variância (ANOVA) de quatro fatores “four-way”. Sendo que as variáveis categóricas de predição foram: estratos (E1, E2 e E3), classe de distúrbio (floresta perturbada e não perturbada), microsítios ou tipo de resíduo na superfície do solo (serapilheira, galhos e troncos) e profundidade do solo (0-10, 10-20 e 20-30 cm). A distribuição dos dados foram consideradas aproximadamente normais de acordo com a teoria do limite central. O teste de análise de variância foi calculado de acordo com o modelo linear abaixo:

$$y_{ijkl} = \mu + (\alpha_i + \gamma_j + \beta_k + \delta_l) + (\alpha\gamma_{ij} + \alpha\beta_{ik} + \alpha\delta_{il} + \gamma\beta_{jk} + \gamma\delta_{jl} + \beta\delta_{kl}) + (\alpha\gamma\beta_{ijk} + \alpha\gamma\delta_{ijl} + \alpha\beta\delta_{ikl} + \gamma\beta\delta_{jkl}) + (\alpha\gamma\beta\delta_{ijkl}) + \varepsilon_{ijkl} \text{ sendo:}$$

$y_{ijk}$  = concentrações de carbono (%), nitrogênio (%), estoque de carbono ( $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) ou relação C/N (%) do solo, no  $i$ -ésimo estrato do  $j$ -ésimo distúrbio do  $k$ -ésimo microsítio e  $l$ -ésima profundidade do solo;

$\mu$  = média geral do experimento;

$\alpha_i$  = efeito dos estratos;

$\gamma_j$  = efeito do distúrbio;

$\beta_k$  = efeito dos microsítios;

$\delta_l$  = efeito da profundidade do solo;

$\alpha\gamma_{ij}$  = interação dos fatores estrato e distúrbio;

$\alpha\beta_{ik}$  = interação dos fatores estrato e microsítio;

$\alpha\delta_{il}$  = interação dos fatores estrato e profundidade do solo;

$\gamma\beta_{jk}$  = interação dos fatores distúrbio e microsítio;

$\gamma\delta_{jl}$  = interação dos fatores distúrbio e profundidade do solo;

$\beta\delta_{kl}$  = interação dos fatores microsítio e profundidade do solo;

$\alpha\gamma\beta_{ijk}$  = interação dos fatores estrato, distúrbio e microsítio;

$\alpha\gamma\delta_{ijl}$  = interação dos fatores estrato, distúrbio e profundidade do solo;

$\alpha\beta\delta_{ikl}$  = interação dos fatores estrato, microsítio e profundidade do solo;

$\gamma\beta\delta_{jkl}$  = interação dos fatores distúrbio, microsítio e profundidade do solo;

$\alpha\gamma\beta\delta_{ijkl}$  = interação entre todos os fatores;

$\varepsilon_{ijkl}$  = erro aleatório associado à amostragem.

Com o teste da análise de variância, as seguintes hipóteses foram verificadas:

-Hipótese Nula 1: A concentração de carbono orgânico, nitrogênio, estoque de carbono no solo e a relação C/N não se diferem entre floresta perturbada em comparação às florestas não perturbadas;

Hipótese alternativa: A concentração de carbono orgânico, nitrogênio, estoque de carbono no solo e a relação C/N são maiores na floresta perturbada em comparação à floresta não perturbada.

-Hipótese Nula 2: O teor de carbono orgânico, nitrogênio, estoque de carbono no solo e a relação C/N não se diferem entre os diferentes microsítios;

Hipótese alternativa: O teor de carbono orgânico, nitrogênio, estoque de carbono no solo e a relação C/N se diferem entre os diferentes microsítios.

-Hipótese Nula 3: Não há diferença na concentração de carbono orgânico do solo, nitrogênio e estoque de carbono no solo e relação C/N entre as profundidades do solo (0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm);

Hipótese alternativa: Há diferença na concentração de carbono orgânico do solo, nitrogênio e estoque de carbono no solo e relação C/N entre as profundidades do solo (0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm).

-Hipótese Nula 4: Não há diferença na concentração de carbono orgânico do solo, nitrogênio, estoque de carbono no solo e a relação C/N entre os estratos amostrados;

Hipótese alternativa: Há diferença na concentração de carbono orgânico do solo, nitrogênio, estoque de carbono no solo e a relação C/N entre os estratos amostrados.

Para relacionar as diferenças do gradiente de distúrbio na floresta (taxa de mortalidade) e o teor de argila no solo com o estoque de carbono no solo (ECS) foi realizada a regressão linear simples. Com a regressão linear simples, foram testadas as seguintes hipóteses e de acordo com o modelo linear abaixo:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon_i$$

- Y = valor do estoque de carbono no solo (ECS);
- X = taxa de mortalidade ou teor de argila no solo;
- $\beta_0$  e  $\beta_1$  são desconhecidos e
- $\varepsilon_i$  = erro aleatório associado à amostragem.

-Hipótese Nula 5: Não existe relação positiva entre o incremento de estoque de carbono no solo e a taxa de mortalidade das árvores;

Hipótese alternativa: Existe relação positiva entre o aumento de estoque de carbono no solo e a taxa de mortalidade das árvores,

-Hipótese Nula 6: Não existe relação positiva entre a porcentagem de argila no solo com o estoque de carbono no solo;

Hipótese alternativa: Existe relação positiva entre a porcentagem de argila no solo com o estoque de carbono no solo.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Caracterização dos solos da região

Em toda área do *blowdown* a concentração de argila nos solos variaram entre 2,0 a 71,5% na profundidade de 0-30 cm. A variação textural nos solos da área se deve às diferenças topográficas em que cada estrato se encontra, principalmente no E3, em que se localiza em uma área de topografia baixa próxima a bacia do rio Cuieiras (Figura 1). Com isso, os valores de teor de argila nos solos apresentaram alta variação principalmente entre os estratos amostrados (Tabela 1 e Figura 4). Comumente houve acréscimo no teor de argila e densidade do solo com o aumento da profundidade, sendo que solos com maior teor de areia apresentaram maiores valores de densidade. A grande variação no teor de argila nos solos levaram as diferenças no teor de carbono orgânico do solo (COS), estoque de carbono no solo (ECS), nitrogênio (N) e relação CN (Figura 5 e Figura 11).

Tabela 1. Profundidade do solo seguido pelos valores médios de densidade do solo e teores médios de argila, silte e areia do estrato um (E1), estrato dois (E2) e estrato três (E3)

Estrato	Prof. (cm)	Densidade (g·cm <sup>-3</sup> )	Argila Silte Areia		
			(%)		
E1	0-10	0,737	67,31	21,65	9,60
	10-20	0,969	67,44	22,50	8,63
	20-30	0,975	67,81	23,37	7,37
E2	0-10	0,892	55,31	19,68	24,05
	10-20	1,154	57,44	20,59	20,98
	20-30	1,306	62,87	17,33	18,71
E3	0-10	1,237	21,75	10,15	67,78
	10-20	1,364	23,87	10,01	65,77
	20-30	1,411	26,37	11,57	61,69

De acordo com a figura 4, os solos no estrato um (E1) apresentaram classe textural muito argilosa, com valores acima de 60% de argila. Já no estrato dois (E2) os solos apresentaram textura argilosa, com valores de teor de argila médio de 55% na camada superficial. O estrato três (E3) foi onde houve em média o menor teor de argila nos solos e a maior variação no gradiente de textura (Tabela 1 e Figura 4). Em E3 os valores dos teores de argila nas partes superficiais das amostras (0-10 cm) variaram de 2% (arenoso) a 58% (médio argiloso) (Figura 4). Valores abaixo do limite inferior de 15% de argila podem indicar manchas de solos na área do *blowdown* com classificação diferente dos Latossolos, como os Espodossolos, mesmo ocorrendo no relevo platô.

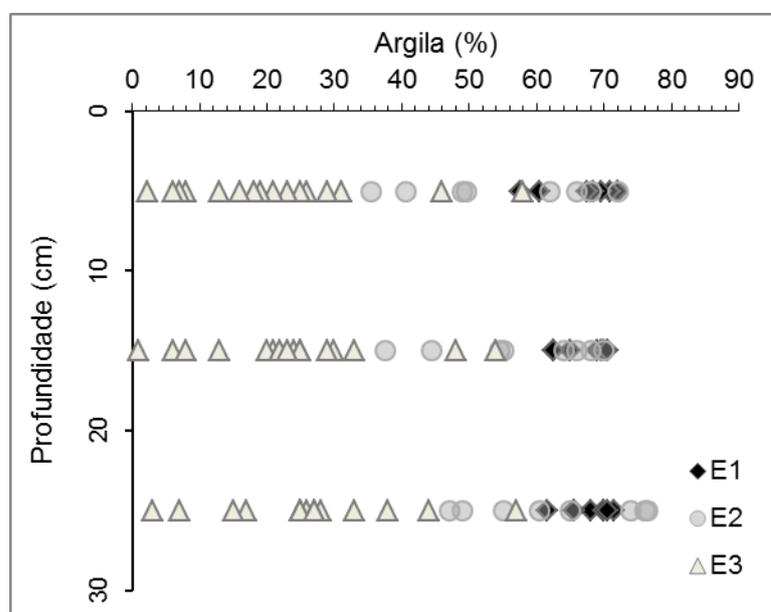


Figura 4. Distribuição do teor de argila nos solos entre os estratos um (E1), dois (E2) e três (E3). Classe de textura de acordo com o diagrama triangular: muito argilosa, argilosa, média e arenosa, respectivamente em relação aos teores de argila, maior de 60%, de 35 a 60%, de 15 a 35% e abaixo de 15%.

## 5.2 Variações dos dados de carbono orgânico no solo (COS), nitrogênio (N), estoque de carbono no solo (ECS) e relação C/N (CN)

### 5.2.1 Valores de COS e ECS

Em toda área amostrada, tanto o teor de COS quanto o ECS foram maiores em solos argilosos e menores em solos arenosos, sendo que solos com maiores concentrações de COS apresentaram na maioria das vezes maiores valores de ECS. Como esperado, os maiores valores de COS e ECS foram encontrados na

parte superficial do solo (0-10 cm), diminuindo com a profundidade (Tabela 2). Com o aumento da profundidade os valores de COS diminuíram, sendo diferentes de acordo com análise de variância (ANOVA,  $p < 0,0001$ ). Os teores médios de COS na fração superior (0-10 cm) alcançaram valores entre 0,29 a 6,62%, com média de  $2,57 \pm 0,13\%$  (média  $\pm$  erro padrão (EP)). Para profundidade de 10-20 cm o valor de COS abrangeu 0,28 a 3,56%, com média  $1,57 \pm 0,07\%$  (média  $\pm$  EP), e na profundidade de 20-30 cm os valores variaram entre 0,28 a 3,22% com média de  $1,28 \pm 0,06\%$  (média  $\pm$  EP) (Tabela 2).

O ECS seguiu o mesmo comportamento do COS, com valores entre 3,79 a  $48,53 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  e média de  $23,34 \pm 2,01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  na parte superficial, 0-10 cm. Nas camadas mais profundas o ECS variou de 6,08 a  $29,29 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , com média de  $18,64 \pm 1,31 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , e 5,18 a  $25,69 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , com média de  $14,89 \pm 1,14 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , para as profundidades de 10-20 cm e 20-30 cm, respectivamente (ANOVA,  $p < 0,0001$ ) (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios gerais de COS, N, ECS e C/N na área do *blowdown*. Valores médios seguidos do erro padrão da média entre parênteses

<b>Prof.</b> <b>(cm)</b>	<b>N</b> <b>(%)</b>	<b>COS</b> <b>(%)</b>	<b>ECS</b> <b>(Mg·ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>C/N</b> <b>(%)</b>
0-10	0,19 (0,009)	2,57 (0,13)	23,34 (2,01)	13,47 (0,13)
10-20	0,12 (0,005)	1,57 (0,07)	18,64 (1,31)	12,68 (0,11)
20-30	0,10 (0,004)	1,28 (0,06)	14,89 (1,14)	12,70 (0,14)
0-30	0,13 (0,004)	1,81 (0,06)	56,87 (3,81)	12,95 (0,08)
ANOVA	$p < 0,0001$	$p < 0,0001$	$p < 0,0001$	$p < 0,0001$

Entre os estratos, os valores gerais de COS na profundidade de 0-30 cm também foram diferentes, com valores médios de  $2,51 \pm 0,13\%$ ,  $2,14 \pm 0,12\%$  e  $1,29 \pm 0,06\%$  para os estratos E1, E2 e E3 nesta ordem (ANOVA,  $p < 0,0001$ ). Os estratos também diferiram estatisticamente em relação às três profundidades do solo (Figura 5) (ANOVA,  $p < 0,0001$ ). Os menores valores foram encontrados em E3, o qual também apresentou o menor teor médio de argila nos solos (Tabela 1), sendo  $1,75 \pm 0,12\%$ ,  $1,13 \pm 0,07\%$  e  $0,99 \pm 0,07\%$  para profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm (Figura 5).

Os valores de ECS entre os estratos para profundidade de 0-30 cm foram de  $65,31 \pm 6,74$ ,  $60,4 \pm 1,89$  e  $46,78 \pm 6,87 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  em E1, E2 e E3, respectivamente (ANOVA,  $p=0,0002$ ). Foi observada pouca diferença nos estratos em relação à profundidade dos solos para ECS (ANOVA,  $p=0,0335$ ) (Figura 5). Como no COS, os menores valores de ECS também foram encontrados em E3, e os maiores valores foram observados na fração superior 0-10 cm nos três estratos, com médias  $27,91 \pm 4,40$ ,  $25,79 \pm 1,35$  e  $17,71 \pm 2,61$  para E1, E2 e E3, nesta ordem (Figura 5).

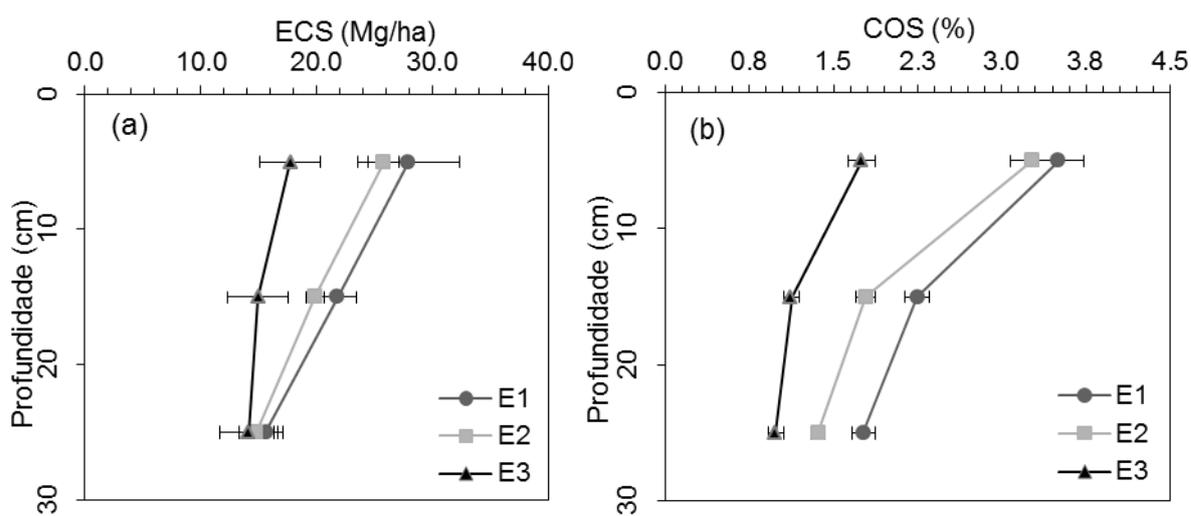


Figura 5. Valores médios de estoque de carbono no solo (ECS) (a) e carbono orgânico no solo (COS) (b) em função da profundidade para os estratos E1, E2 e E3. Barras horizontais representam o erro padrão da média.

### Floresta perturbada e floresta não perturbada

De acordo com a hipótese, na área do *blowdown*, as florestas perturbadas apresentaram em média maiores valores de COS do que floresta não perturbada, para a profundidade de 0-30 cm ( $p<0,0001$ ) (Figura 6b). Os valores encontrados foram  $2,13 \pm 0,09\%$  para floresta perturbada e  $1,48 \pm 0,07\%$  para floresta não perturbada. Os valores gerais de ECS também foram maiores na floresta perturbada ( $66,63 \pm 4,59 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) do que em floresta não perturbada ( $48,0 \pm 4,66 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) na profundidade de 0-30 cm ( $p=0,0047$ ) (Figura 6a).

Em relação à profundidade, os valores médios de COS também foram maiores em floresta perturbada do que em floresta não perturbada, nas três profundidades (Figura 7) ( $p=0,0019$ ). Na profundidade de 0-10 cm os valores de COS foram  $3,10 \pm 0,18\%$  e  $2,04 \pm 0,14\%$  para floresta perturbada e não perturbada, respectivamente. Já as camadas de 10-20 e 20-30 cm apresentaram médias de 1,83

$\pm 0,10\%$  e  $1,47 \pm 0,09\%$  na floresta perturbada e  $1,31 \pm 0,09\%$  e  $1,08 \pm 0,06\%$  na floresta não perturbada. A concentração média geral de COS na floresta perturbada foi superior em relação à floresta não perturbada com valores de 1,07, 0,51 e 0,39% para 0-10, 10-20 e 20-30 cm, nesta ordem.

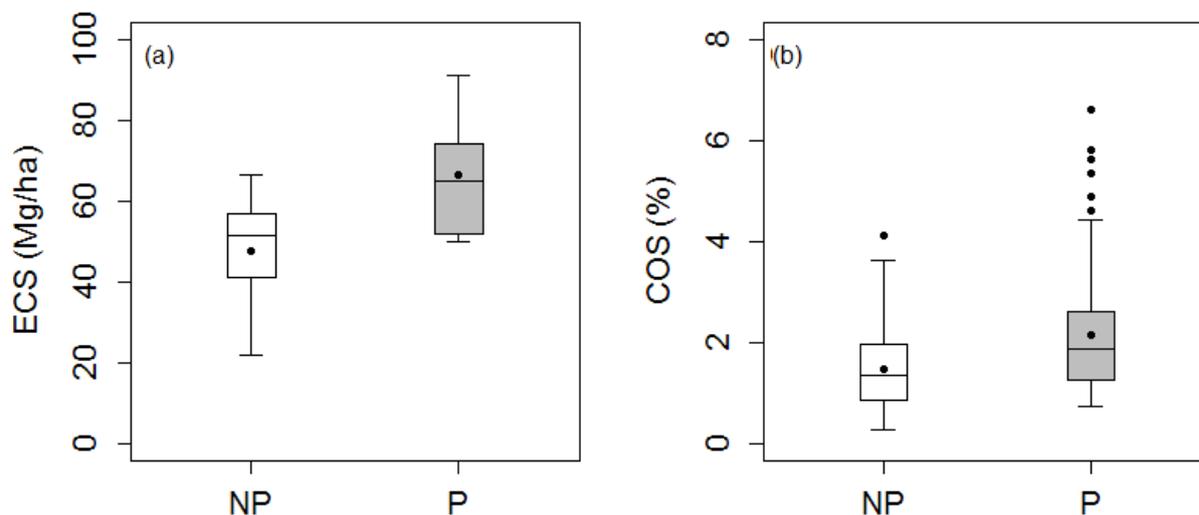


Figura 6. Estoque de carbono no solo (ECS) (a) e carbono orgânico no solo (COS) (b) para floresta não perturbada (NP) e floresta perturbada (P), na profundidade de 0-30 cm. A linha transversal e o ponto dentro da caixa representam à mediana e a média dos valores, a altura da caixa representa o intervalo interquartil, as barras representam os maiores e menores valores observados quando não há outliers. Pontos fora do boxplot são outliers, os quais são  $>1.5$  vezes do intervalo interquartil (distância do primeiro/terceiro quartil).

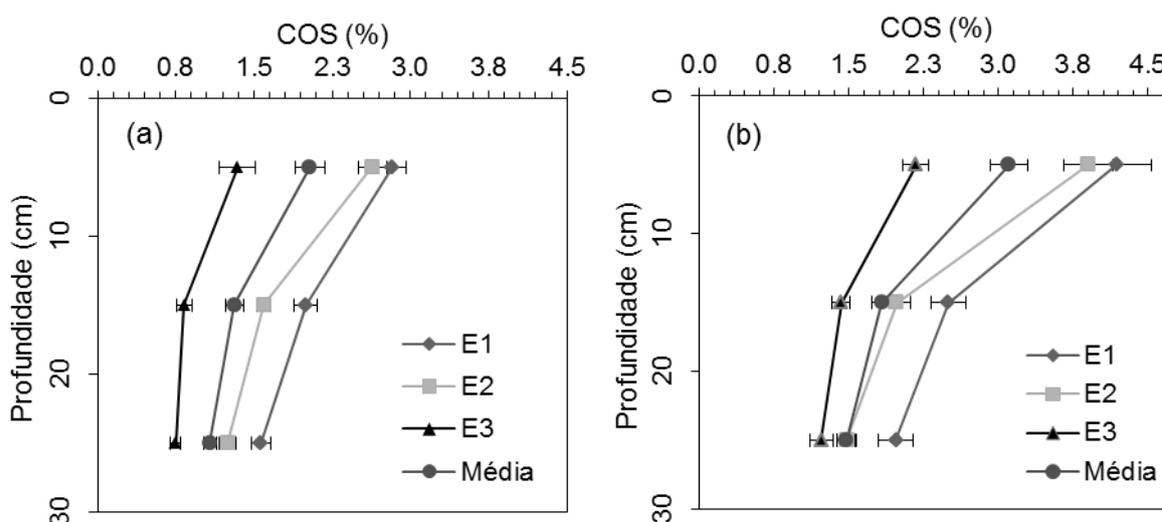


Figura 7. Concentração de carbono orgânico no solo (COS) para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.

Para o ECS, os valores médios da floresta perturbada também foram superiores em relação à floresta não perturbada nas três profundidades (Figura 8). As diferenças do valor médio de ECS entre floresta perturbada e floresta não perturbada foram de 10,05; 4,92 e 3,66  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para as profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm, respectivamente ( $p=0,0302$ ) (Figura 8).

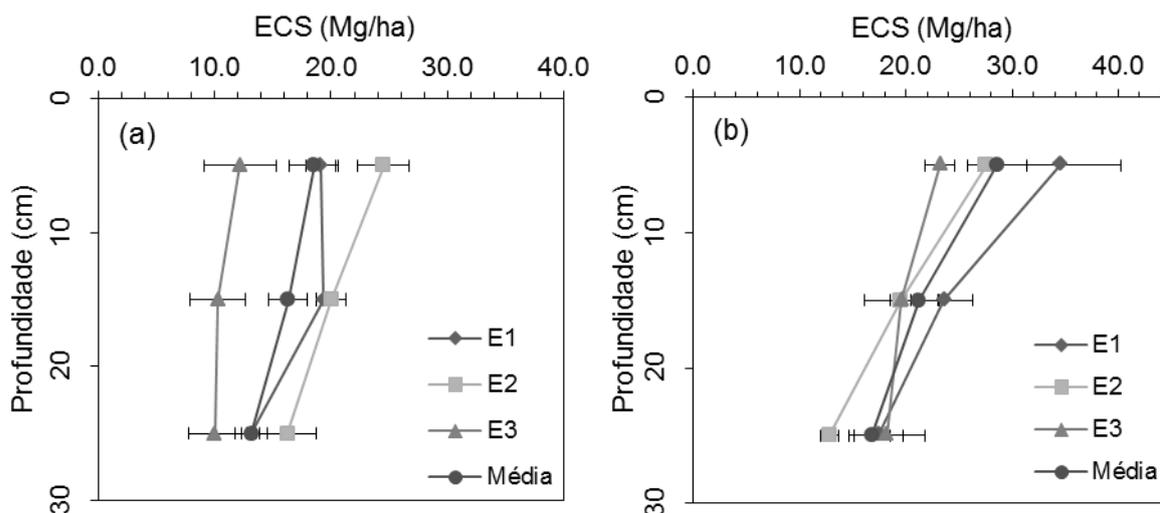


Figura 8. Estoque de carbono no solo (ECS) para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.

Analisando os estratos, apesar da baixa significância ( $p=0,107$ ), as maiores concentrações de COS também foram encontradas na floresta perturbada em relação à floresta não perturbada. Na profundidade de 0-30 cm, os valores médios de COS observados na floresta perturbada foram superiores em 0,75%; 0,62% e 0,63% para os três estratos E1, E2 e E3, respectivamente em comparação as florestas não perturbadas. As maiores diferenças no COS entre floresta perturbada e não perturbada foi observada na camada superior (0-10 cm) com 1,35% para E1, 1,26% para E2 e 0,83% para E3 (Figura 7). Para ECS, na profundidade de 0-30 cm, E2 apresentou comportamento diferente do COS, uma vez que teve valor superior em floresta não perturbada em relação à floresta perturbada. Porém, para os estratos E1 e E3 foram encontrados maiores valores em floresta perturbada do que floresta não perturbada (Figura 8) ( $p=0,057$ ). A diferença de ECS foi de 7,97 -0,31 e 9,54  $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para os estratos E1, E2 e E3 respectivamente.

### Variação do COS e ECS entre microsítios

Foi observada diferenças para os valores de COS entre os diferentes microsítios. Os resíduos maiores (galhada e tronco) tiveram valores superiores comparados a serapilheira, na profundidade de 0-30 cm ( $p < 0,0001$ ) (Figura 9). Os valores observados foram  $2,02 \pm 0,23\%$  para galhada,  $1,94 \pm 0,14\%$  para tronco e  $1,71 \pm 0,07\%$  para serapilheira. Em relação ao ECS, também houve diferença entre os microsítios, com valores de  $69,83 \pm 5,11 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para região de tronco,  $61,51 \pm 6,63 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para galhada e  $48,54 \pm 4,76 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para serapilheira, na profundidade de 0-30 cm ( $p < 0,0001$ ) (Figura 9). Além disso, para COS e ECS não houve efeitos significativas entre os diferentes microsítios em função da profundidade (Figura 10). Porém, na camada superficial de 0-10 cm, os valores médios observados de COS e ECS também foram maiores em microsítios mais grossos (tronco e galhos). Para o ECS os valores foram de  $28,39 \pm 4,28 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para tronco, seguidos por galhada  $24,67 \pm 0,49 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  e serapilheira  $20,17 \pm 2,17 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Figura 10).

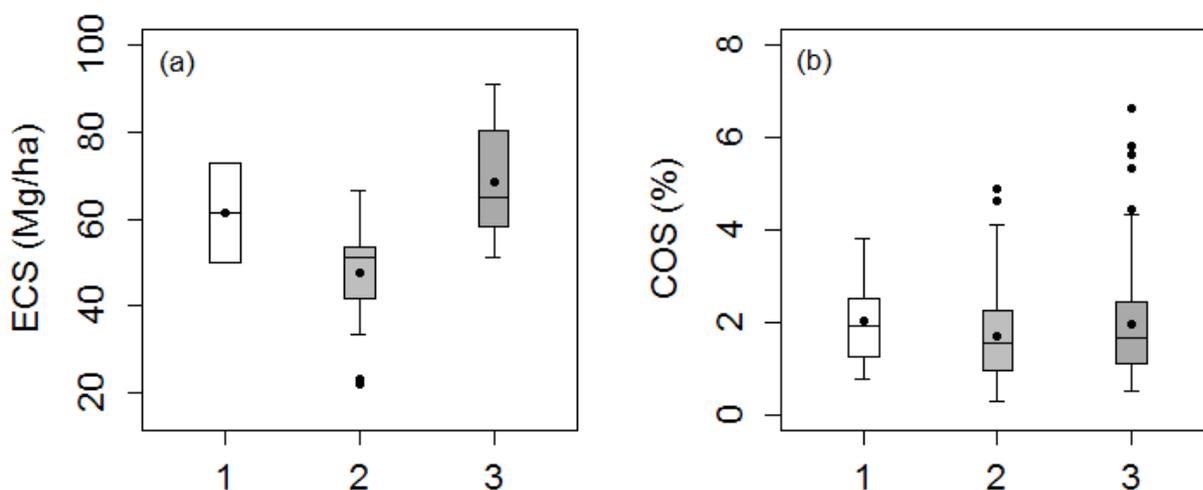


Figura 9. Estoque de carbono no solo ECS (a) e carbono orgânico no solo COS (b) na profundidade de 0-30 cm. Comparação entre os diferentes resíduos na superfície do solo: galhada (1), serapilheira (2) e tronco (3). Para mais informações vide figura 6.

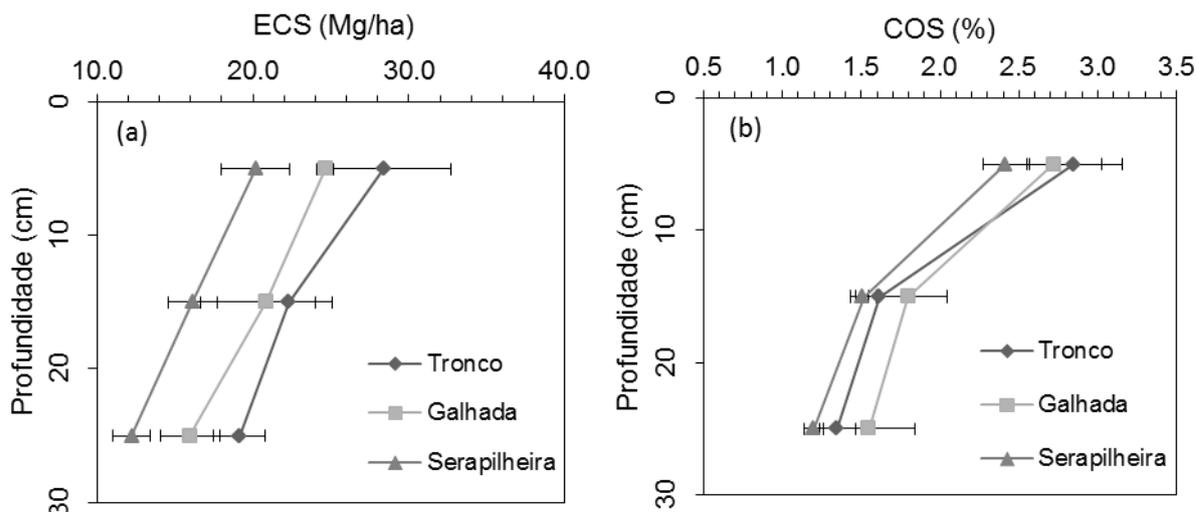


Figura 10. Estoque de carbono no solo (ECS) (a) e carbono orgânico no solo (COS) (b) em função da profundidade. Comparação entre os diferentes resíduos na superfície do solo (tronco, serapilheira e galhada). Barras horizontais representam o erro padrão da média.

### 5.2.2 Valores de N e relação C/N

Em geral, a variação do N acompanha a do COS e segue as mesmas tendências em relação à profundidade. Para todo o *blowdown*, o aumento da profundidade do solo levou a diminuição no teor de N ( $p < 0,0001$ ) (Tabela 2). Em contrapartida, para a relação C/N não foram observadas as mesmas propensões em relação ao COS. Apesar da relação C/N apresentar diferenças significativas, não foi observado as mesmas tendências em função da profundidade ( $p < 0,0001$ ) (Tabela 2).

Comparando os estratos, verifica-se que os valores gerais de N na profundidade de 0-30 cm também apresentam as mesmas relações do COS e teor de argila no solo, com valores de  $0,19 \pm 0,01\%$  para E1, seguidos pelo E2 com  $0,17 \pm 0,01\%$  e E3 com  $0,10 \pm 0,004\%$  ( $p < 0,0001$ ). Na interação entre estrato e profundidade, como esperado, os valores de N também diminuíram com o aumento da profundidade nos três estratos ( $p < 0,0001$ ) (Figura 11). Na profundidade de 0-10 cm, em E3 foi observada a maior divergência de N com  $0,13 \pm 0,009\%$ , enquanto entre o E1 ( $0,25 \pm 0,013\%$ ) e E2 ( $0,24 \pm 0,0011\%$ ) não houve diferença (Figura 11). Os valores encontrados na relação C/N entre os estratos para profundidade de 0-30 cm foram  $13,12 \pm 0,14\%$ ,  $12,69 \pm 0,12\%$  e  $12,99 \pm 0,17\%$  para E1, E2 e E3 ( $p = 0,1037$ ).

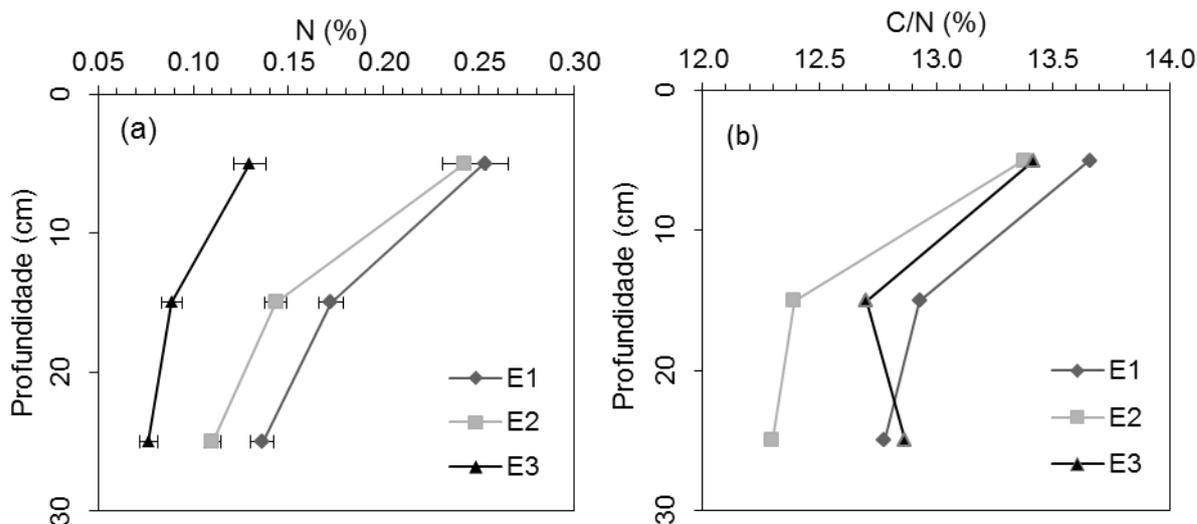


Figura 11. Valores gerais de nitrogênio (N) (a) e relação C/N (b) em função da profundidade para os estratos E1, E2 e E3. Barras horizontais representam o erro padrão da média

### Floresta perturbada e floresta não perturbada

A figura 12 apresenta os valores na profundidade de 0-30 cm de N e relação C/N entre floresta perturbada e não perturbada. A hipótese de que floresta perturbada apresenta maiores valores de N em relação à floresta não perturbada foi confirmada e os valores para N foram maiores em floresta perturbada com  $0,16 \pm 0,01\%$  em comparação à floresta não perturbada com  $0,12 \pm 0,01\%$  ( $p < 0,0001$ ). Para a relação C/N não houve diferença significativa entre as florestas ( $p = 0,2596$ ).

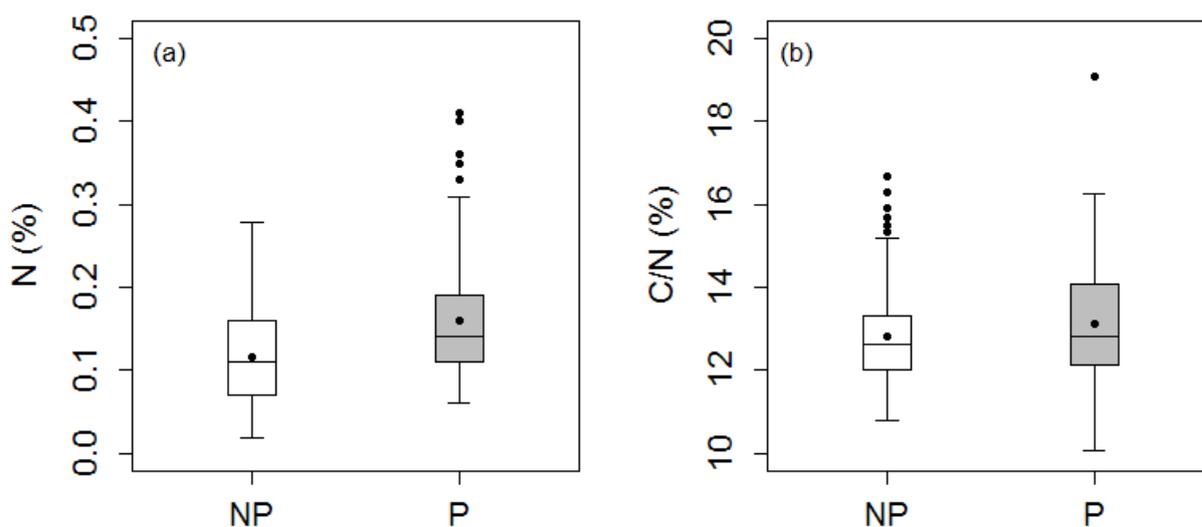


Figura 12. Concentração de nitrogênio (N) (a) e relação C/N (b) para floresta não perturbada (NP) e floresta perturbada (P), na profundidade de 0-30 cm.

Os valores médios das interações distúrbio/profundidade para N e relação C/N são mostrados nas figuras 13 e 14. Os valores de N foram 0,07%, 0,04% e 0,03% superiores na floresta perturbada em relação a não perturbada para as profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, nesta ordem ( $p=0,0036$ ). Entre os estratos, os valores de N na profundidade de 0-30 cm também foram superiores na floresta perturbada, com 0,04, 0,05 e 0,05% para E1, E2 e E3 em comparação à floresta não perturbada ( $p=0,0131$ ).

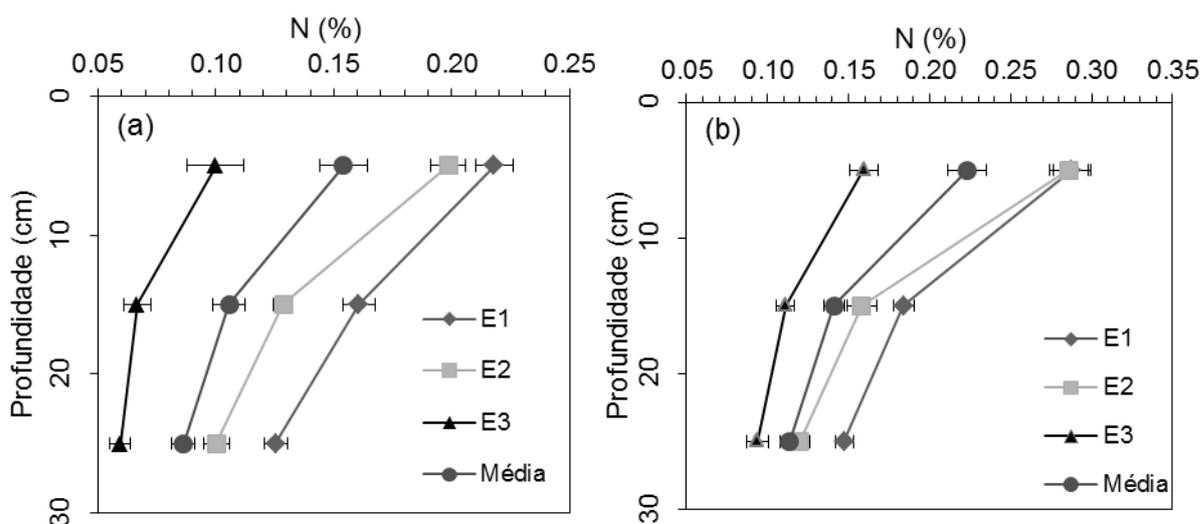


Figura 13. Concentração de nitrogênio (N) para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.

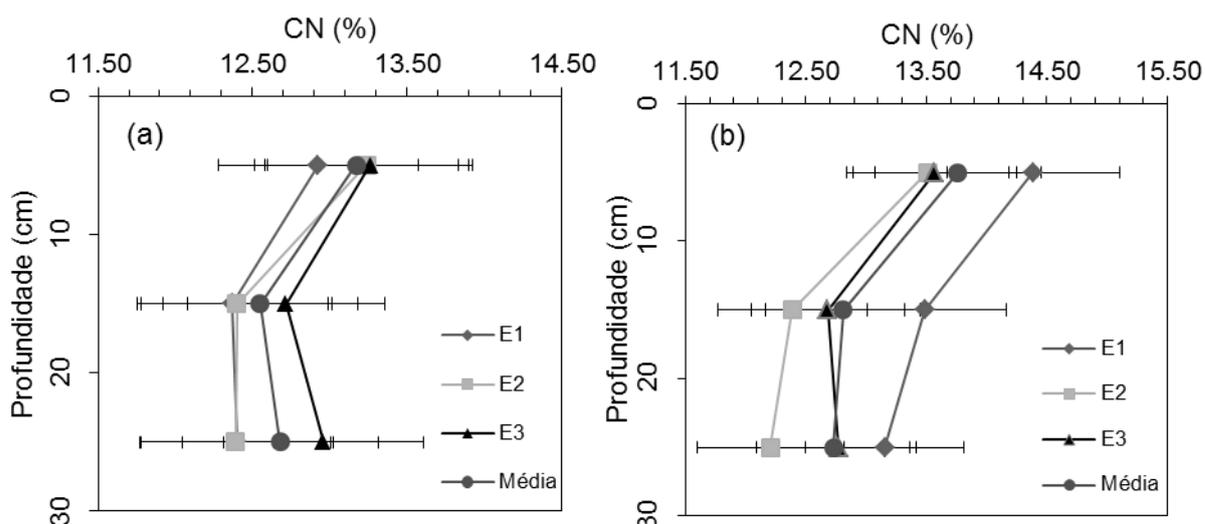


Figura 14. Valores da relação C/N para floresta não perturbada (a) e floresta perturbada (b). Comparação dos estratos E1, E2 e E3 juntamente com a média dos três estratos em função da profundidade do solo. Barras horizontais representam o erro padrão da média.

### Varição de N e C/N entre microsítios

A variação dos valores de N e relação C/N entre os microsítios e a interação com a profundidade são apresentados nas figuras 15 e 16. Seguindo os valores do COS, na profundidade de 0-30 cm os valores de N foram maiores na região de galhada ( $0,15 \pm 0,01\%$ ) e tronco ( $0,14 \pm 0,01\%$ ) e menor na região serapilheira ( $0,13 \pm 0,01\%$ ) ( $p=0,0009$ ) (Figura 15). Na profundidade de 0-10 cm para as regiões de tronco e galhada foram observados os mesmos valores de N, com  $0,20 \pm 0,05\%$  para galhada e  $0,20 \pm 0,04\%$  para tronco, seguido de  $0,18 \pm 0,02\%$  para serapilheira. Para a relação C/N os valores foram  $12,82 \pm 0,09\%$ ,  $13,17 \pm 0,16\%$  e  $13,15 \pm 0,34\%$  para serapilheira, tronco e galhada sistematicamente ( $p=0,0618$ ).

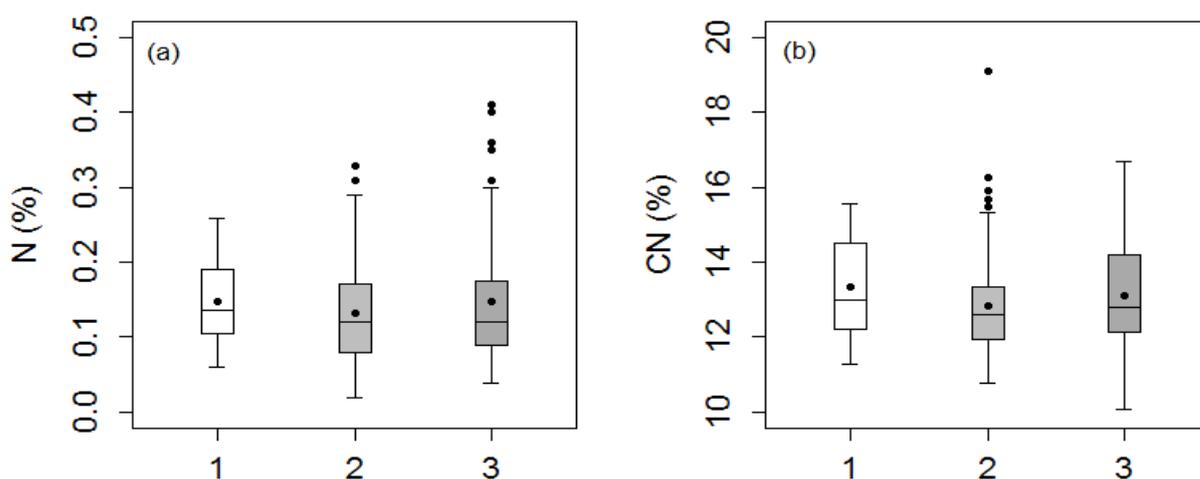


Figura 15. Nitrogênio N (a) e relação C/N (b) na profundidade de 0-30 cm. Comparação entre os diferentes resíduos na superfície do solo, galhada (1), serapilheira (2) e tronco (3).

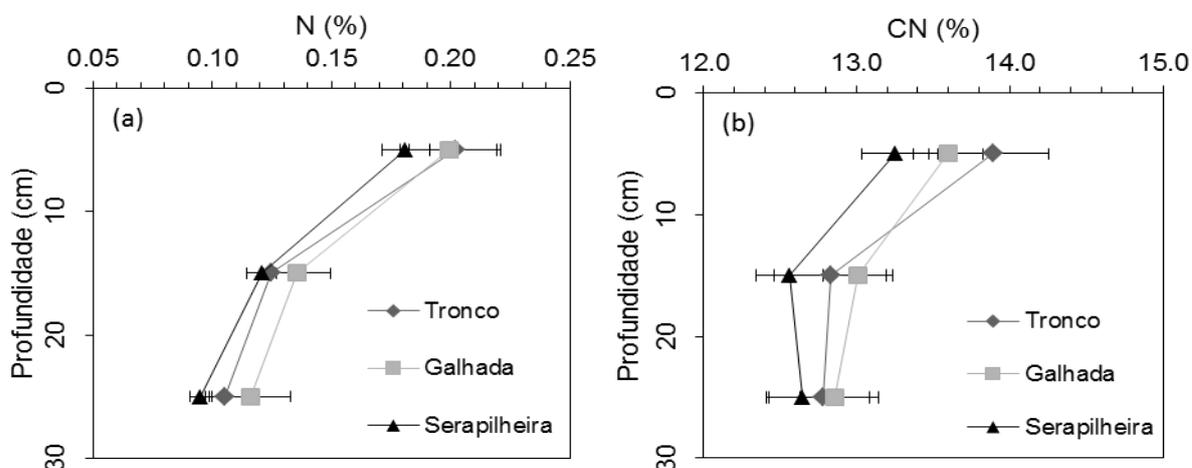


Figura 16. Nitrogênio (a) e relação C/N (b) em função da profundidade. Comparação entre os diferentes resíduos na superfície do solo (tronco, serapilheira e galhada). Barras horizontais representam o erro padrão da média.

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 Estimativas do estoque de carbono no solo

Estimativas realizadas em outras florestas tropicais do mundo mostram que os valores médios de ECS da floresta da Amazônia brasileira como um todo, tende a apresentar menores valores do que a média da maioria das florestas tropicais de outras regiões tropicais (Tabela 3). Comparando com os resultados deste trabalho, na área do *blowdown*, na profundidade de 0-10 cm e 0-30 cm, os valores de ECS foram menores do que a média global (Rhoades *et al.*, 2000; Powers & Schlesinger, 2002; Veldkamp *et al.*, 2003; Grimm *et al.*, 2008; Marin-Spiotta *et al.*, 2009; Neumann *et al.*, 2011), exceto na floresta tropical de Singapura e Senegal (Batjes *et al.*, 2001; K. M. Ngo *et al.*, 2013) da (Tabela 3). Mesmo tomando-se apenas o valor médio de ECS na floresta perturbada da área do *blowdown* ( $28,6 \pm 2,75 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) este continua tendo um menor valor de ECS.

Ao comparar os resultados deste trabalho com os obtidos por Telles *et al.*, (2003) em florestas não perturbadas da mesma região, para profundidade de 0-10 cm, o valor médio de ECS da floresta não perturbada na área do *blowdown* foi menor ( $18,55 \pm 2,10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) porém similar ao valor por eles estimado (Tabela 3). Entretanto, os valores médios de ECS de toda área do *blowdown* (floresta perturbada e não perturbada) ( $23,34 \pm 2,01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), assim como o ECS somente de florestas perturbadas ( $28,6 \pm 2,75 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) foram superiores. Estes resultados comprovam um maior acúmulo de carbono no solo na área da floresta atingida pela tempestade em relação à floresta não perturbada no mesmo ecossistema florestal. Sendo assim, para a Amazônia Central, a dinâmica do carbono deve estar tanto relacionada à relação planta-solo como com a distribuição, frequência e intensidade de distúrbios naturais.

O solo da floresta da região do *blowdown* apresentou diferenças nos valores de ECS em comparação às florestas tropicais não perturbadas de outros estados da Amazônia brasileira (Tabela 3). Na profundidade de 0-10 cm, tanto os valores médios de ECS geral como apenas os da floresta não perturbada, foram menores do

que aqueles estimados no estado do Pará (Trumbore *et al.*, 1995; Camargo *et al.*, 1999). Porém o valor médio de ECS apenas da floresta perturbada no *blowdown* ( $28,6 \pm 2,75 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), foi superior ao estimado pelos autores (Tabela 3). Os valores de ECS não seguiram o mesmo padrão para a profundidade de 0-30 cm, sendo maiores no geral ( $56,87 \pm 7,95 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) e na floresta perturbada ( $66,63 \pm 4,59 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) e similares na floresta não perturbada ( $48,0 \pm 10,37 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) em relação aos outros estados da Amazônia (Neil *et al.*, 1997; Maia *et al.*, 2009; Maia *et al.*, 2010).

## 6.2 Mudanças no estoque de carbono e a concentração de argila no solo

As diferenças nos valores de ECS são influenciadas pelo tipo, textura e minerais do solo (Powers & Veldkamp, 2005; López-Ulloa *et al.*, 2005; Neumann-cosel *et al.*, 2011), os quais são resultado principalmente do efeito de fatores geológicos, climáticos e de formação do solo (Adams, 1990; Batjes, 1996). Assim, as diferenças do valor de ECS encontradas dentre as regiões da floresta tropical da Amazônia brasileira se devem às diferentes formações geológicas e tipo de solos que formam a bacia amazônica como um todo (Quesada *et al.*, 2010, 2011).

Em escala regional, a variação nas características do solo da floresta tropical na área do *blowdown* é observada nos resultados deste trabalho, no qual apresentaram grandes diferenças na textura do solo (Tabela 1, Figura 4). Como os fatores climáticos e geológicos podem ser considerados constantes entre as amostras deste estudo, em função da proximidade das áreas amostradas, é possível ver a importância do fator da textura do solo na variação do estoque de carbono da região. Tomando-se valores de ECS apenas de amostras com teor de argila acima de 45% e comparando com aquelas abaixo desta porcentagem, observa-se uma grande diferença. Na profundidade de 0-10 cm, os valores encontrados foram de  $27,37 \pm 3,0 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para os solos argilosos e  $17,96 \pm 1,83 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  para os solos menos argilosos. Além disso, ao separar solos argilosos apenas da floresta perturbada na área do *blowdown* o valor observado eleva ainda mais para  $31,03 \pm 3,39 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , semelhante ao estimado na floresta de Porto Rico (Marin-Spiotta *et al.*, 2009).

Tabela 3. Estimativas do estoque de carbono no solo (ECS) em florestas não perturbadas

Autor	Regiões Amazônia brasileira	Ecossistema	0-10cm	0-30cm	Tipo de solo ou descrição
			(Mg·ha <sup>-1</sup> )		
Trumbore et al., 1995	Pará	Floresta Ombrófila <sup>c</sup> Densa	26,0		Oxisols
Neil et al., 1997	Rondônia	Floresta Ombrófila Aberta <sup>c</sup>		36,1	Ultisols <sup>a</sup>
	Rondônia	Floresta Ombrófila Aberta		48,2	Oxisols
Camargo et al., 1999	Pará	Floresta Ombrófila Densa	26,0		Oxisols
Telles et al., 2003	Amazonas	Floresta Ombrófila Densa	19,2		Oxisols
	Amazonas	Floresta Ombrófila Densa	12,5		Spodosols <sup>a</sup>
	Pará	Floresta Ombrófila Densa	24,6		Oxisols
Maia et al., 2009	Mato Grosso	Floresta Ombrófila Aberta <sup>c</sup>		45,7	Oxisols
	Mato Grosso	Floresta Ombrófila Aberta		31,2	Ultisols
	Rondônia	Floresta Ombrófila Aberta		49,7	Oxisols
Maia et al., 2010	Mato Grosso	Floresta Ombrófila Aberta <sup>c</sup>		46,9	Oxisols
	Rondônia	Floresta Ombrófila Aberta		47,6	Oxisols
Este trabalho	Amazonas	Blowdown	23,3	56,8	Oxisols
		Blowdown (floresta perturbada)	28,6	66,6	Oxisols
		Blowdown (floresta não perturbada)	18,5	48,0	Oxisols
<b>Regiões tropicais</b>					
Rhoades et al., 2000	Equador	Floresta Tropical Submontana		95,6	Andic humitropepts <sup>b</sup>
Batjes et al., 2001	Senegal	Floresta Equatorial		23,0	Orthic Ferralsol <sup>d</sup>
		Floresta Equatorial		35,0	Plinthic Ferralsol <sup>d</sup>
		Floresta Equatorial		30,0	Eutric Regosol <sup>d</sup>
Powers and Schlesinger, 2002	Costa Rica	Floresta Equatorial	34,1	82,2	Tropohumults, dystropepts, dystrandpepts <sup>a</sup>
Veldkamp et al., 2003	Costa Rica	Floresta Tropical Úmida		64,0	Oxisols
		Floresta Tropical Úmida		96,0	Oxisols
Marin-Spiotta et al., 2009	Porto Rico	Floresta Subtropical Úmida	31,0		Oxisols
Grimm et al., 2008	Ilha de Barro Colorado	Floresta Tropical Úmida	38,1	69,4	Oxisols, Cambisols
Neumann-cosel et al., 2011	Panamá	Floresta Tropical Úmida (100 anos)	34,0		Homogenous, silty clay and clay, pH values from 4.4 to 5.8.
K.M. Ngo et al., 2013	Singapura	Floresta Costeira de Dipterocarp	22,1		Very acidic and infertile

a = U.S. Soil Taxonomy; b = Beinroth et al. 1985; c = IBGE, 2004; d = FAO, World Reference Base for Soil Resources (WRB).

Apesar de observado baixo valor do coeficiente de determinação no modelo, o teor de argila no solo apresentou uma relação positiva com o COS e consequentemente com o ECS ( $r=0,57$ ) (Figura 17). Esta relação também é observada em outros trabalhos (Powers & Schlesinger, 2002; Kahle *et al.*, 2002). A matéria orgânica no solo tem grande capacidade de formar agregados e se estabilizar na superfície da argila. Entretanto, alguns autores (Torn *et al.*, 1997; Powers & Schlesinger, 2002; Telles *et al.*, 2003) chamam atenção que nem sempre a porcentagem de argila é uma boa preditora de COS, sendo esta uma das prováveis justificativa para o baixo valor observado no coeficiente de determinação em nosso resultado (Figura 17). A utilização deste método é recomendada para estudos que envolvam uma mesma tipologia e origem de solo, como neste trabalho. Em situações contrárias, a composição mineralógica do solo em algumas regiões pode ser um melhor preditor de COS do que apenas a porcentagem de argila em si.

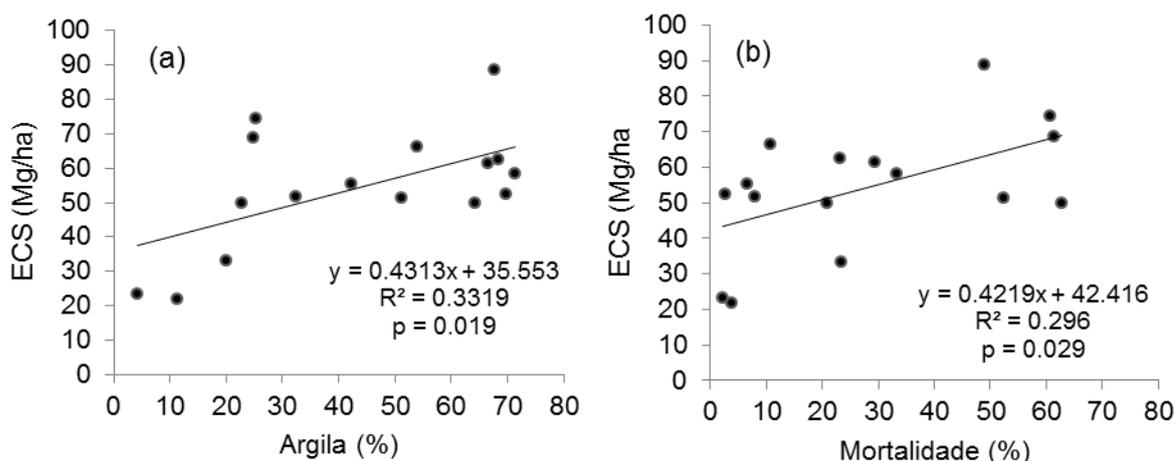


Figura 17. Regressão linear simples do estoque de carbono no solo (ECS) em função do teor de argila (a) e da taxa de mortalidade (b).

### 6.3 Gradiente de distúrbio, clareiras e o estoque de carbono no solo

Neste estudo, a intensidade de distúrbio na floresta, ou taxa de mortalidade, teve uma relação positiva com o estoque de carbono no solo ( $r=0,54$ ) (Figura 17b). Como a intensidade do distúrbio é uma medida diretamente relacionada à mortalidade de árvores como resultado da tempestade, estes resultados suportam que quanto maior a mortalidade, maior será o incremento de carbono orgânico no solo (Figura 17b e 18). Os valores de ECS para taxa de mortalidades acima de 30% foram  $65,2 \pm 6,08 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , e para taxa de mortalidade abaixo de 10% foi  $45,1 \pm 7,45$

Mg·ha<sup>-1</sup> ( $p=0,0415$ ) (Figura 18). As taxas de mortalidade em tempestades estão frequentemente associadas com a intensidade de rajadas de vento (Lugo *et al.*, 1983; Garstang *et al.*, 1998). Nos trabalhos de Toledo *et al.* (2011, 2012) foi observado que características como topografia e solo da floresta da Amazônia Central também podem contribuir ainda mais com a taxa de mortalidades de árvores após a ocorrência de tempestades. Porém, as figuras 18 e 17b mostram isoladamente que a taxa de mortalidade ocasionada pelas tempestades independente dos fatores de solo e topografia podem contribuir fortemente com o incremento de ECS no solo.

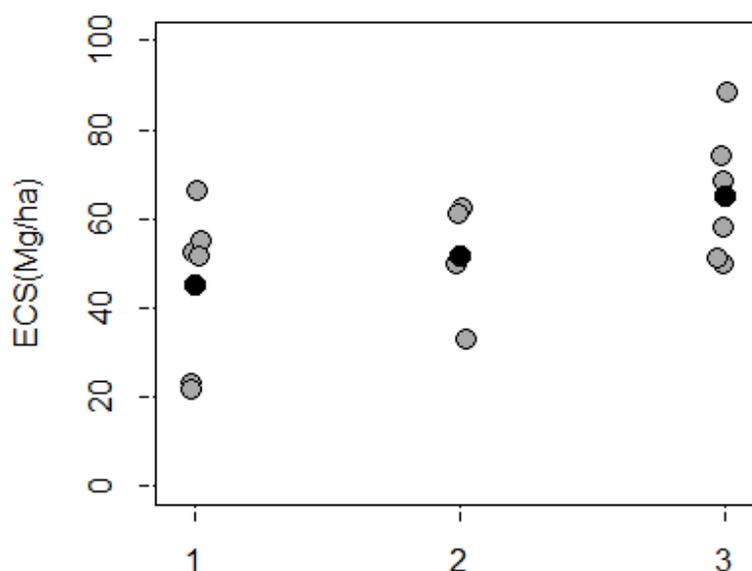


Figura 18. Estoque de carbono no solo (ECS) em relação às taxas de mortalidade (1)  $\leq 10\%$ , (2) 10 a 30% e (3)  $\geq 30\%$ . Pontos de cor cinza representam os valores absolutos e pontos pretos à média de cada classe de mortalidade.

O incremento de carbono no solo depende de outros fatores além da quantidade de resíduos depositados na superfície do solo como também da topografia e características do solo. Mudanças no microclima e aumento da intensidade de luz podem ocorrer e são diretamente afetados pelo tamanho das clareiras nas florestas (Schaeztl *et al.*, 1989; Denslow *et al.*, 1998; Gálhidy *et al.*, 2006). Em grandes clareiras, como áreas de *blowdown*, os aumentos da intensidade de luz e da umidade do solo podem também afetar o aporte de carbono orgânico no solo. Este aumento pode favorecer a atividade microbiana (Batjes, 1996) e aperfeiçoar a colonização de espécies de rápido crescimento que ajudam na assimilação de nutrientes e carbono do solo (Denslow *et al.*, 1998). Em ambientes de clareiras, a queda de árvores leva a formação de diferentes microsítios, que

podem ser separados pela região da copa, tronco e raízes expostas. Os microsítios apresentam importância na dinâmica e colonização de plantas e plântulas e também nos distúrbios dos solos (Putz, 1983; Vitousek & Denslow, 1986; Beatty & Stone, 1986; Schaetzl *et al.*, 1989; Samonil *et al.*, 2010). Neste estudo verifica-se que estes microsítios também se diferenciam quanto ao aporte de nitrogênio e carbono orgânico no solo (Figura 10 e 16). Os maiores valores observados referem-se à região de tronco e galhada, em relação à serapilheira, o que pode ser explicado pela maior quantidade de biomassa em decomposição na superfície do solo destes microsítios.

Apesar de verificarmos um aumento de estoque de carbono no solo em áreas atingidas pela tempestade, é notável que grande parte da quantidade de matéria fresca depositada na superfície do solo da floresta não é totalmente incorporada ao solo. Após sete anos e meio da ocorrência do *blowdown*, o estoque de carbono orgânico (ECS) incorporado a 30 centímetros no solo na área da floresta perturbada em relação à floresta não perturbada foi de  $18,63 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Este valor é equivalente a 9% da biomassa aérea da floresta da região ( $217,0 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) (Higuchi *et al.*, 1997) e teve taxa média de incorporação ao solo de  $2,48 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ . Certamente este valor é subestimado devido a grande quantidade de carbono das raízes não contabilizada. Ainda, parte do material grosseiro não incorporado ao solo permanece na superfície em fase de decomposição (Chambers *et al.*, 2000; 2004), outra parte é volatilizada para atmosfera, assimilada pelas espécies pioneiras colonizadoras e lixiviada através do perfil do solo.

Proporcionalmente as áreas de *blowdown* são pequenas em relação a área total da bacia amazônica. E também não apresentam uma contribuição tão grande nas emissões de gás carbônico como em comparação aos desmatamentos e as emissões de combustíveis fósseis (Nelson *et al.*, 1994; Espírito Santo *et al.*, 2010). Porém, isto não diminui a importância do entendimento destes fenômenos para a floresta amazônica. Evidências no aumento da frequência de tempestades sobre a bacia da Amazônia (IPCC, 2007; 2013) e a sua relação direta com a ocorrência de *blowdowns* (Nelson *et al.*, 1994; Espírito Santo *et al.*, 2010, Negrón-Juarez *et al.*, 2010) podem elevar a relevância destes fenômenos, assim como no entendimento acerca da vulnerabilidade e resiliência da floresta.

Em termos de emissões de gás carbônico, o aumento de carbono nos solos observado em nosso estudo minimiza os efeitos negativos destes eventos. Além disso, como a área de platôs tende a ser mais afetadas pelas tempestades e sua área relativa é significativamente maior do que as encostas e baixios na bacia amazônica (Higuchi *et al.*, 2004), isso implica que os *blowdowns* podem sim ter efeitos importantes em escala regional e afetar processos tanto ecológicos como ecossistêmicos (Chambers *et al.*, 2009; Chambers *et al.*, 2013). Assim, futuros estudos devem avaliar os efeitos provocados por tais tempestades sobre a dinâmica do carbono nos solos, ao longo de processo de sucessão florestal em diferentes áreas atingida pela tempestade.

## 7 CONCLUSÃO

- O carbono orgânico (COS), estoque de carbono (ECS) e nitrogênio (N) nos solos na área do *blowdown* foram maiores em florestas perturbadas do que em florestas não perturbadas.

- Os valores de estoque de carbono no solo (ECS) apresentou correlação positiva com o gradiente de perturbação e com teor de argila no solo. Pode-se verificar que quanto maior a mortalidade, maior foi o ECS.

- Solos localizados em resíduos grossos em decomposição, como tronco e galhada, apresentaram maiores valores de COS, ECS e N do que em resíduos finos, como serapilheira.

- Os maiores valores de COS, ECS e N foram encontrados na camada superficial (0-10 cm) diminuindo com o aumento da profundidade.

- Entre os três estratos amostrados foram observados diferenças nos valores de COS, ECS e N na profundidade de 0-30 cm.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, J.M.; Faure, H.; Faure-Denard, L.; McGlade, J.M.; Woodward, F.I. 1990. Increases in terrestrial carbon storage from the Last Glacial Maximum to the present. *Nature*, 348.

Andrade, E.A. & Higuchi, N. 2009. Productivity of four terra-firme tree species of Central Amazonia. *Acta Amazônica*, 39:105–112.

Batjes, N.H. 2001. Options for increasing carbon sequestration in West African soils: an exploratory study with special focus on Senegal. *Land Degradation & Development*, 12(2): 131–142.

Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European journal of soil science*, 47: 151–163.

Beatty, S.W. & Stone, E.L. 1986. The variety of soil microsites created by tree falls. *Canadian Journal of Forest Research*, 16: 539–548.

Beinroth, F. H.; W. Luzio, F. M.; H. Eswaran. 1985. Part III: Tourguide for Ecuador. Proceedings of the Sixth International Soil Classification Workshop, Chile and Ecuador. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo, San-tiago, Chile. Boutton.

Brokaw, N.V.L. & Walker, L.R. 1991. Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. *Biotropica*, 23(4a): 442-47.

Buol, S.W. Oxisols. 2002. *Encyclopedia of Soil Science*: Lal, R. & Marcel Dekker (Eds.), New York, 948–951.

Burslem, D.F.R.P.; Withmore, T.C. & Brown, G.C. 2000. Short-term effects of cyclone impact and long-term recovery of tropical rain forest on Kolombangara, Solomon Islands. *Journal of Ecology*, 88(6): 1063-78.

Camargo, P.B.; Trumbore, S.E.; Martinelli, L.A.; Davidson, E.A.; Nepstad, D.C.; Victoria, R.L. 1999. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. *Global Change Biology*, 5: 693–702.

Carneiro, V.M.C., Lima, A.J.N.L., Pinto, A.C.M., Santos, J., Teixeira, L.M., Higuchi, N., et al. 2005. Composição Florística e Análise Estrutural da Floresta de terra firme na região de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil. *In: V Congresso Florestal Nacional: A Floresta e as Gentes, Viseu, Portugal. Actas das Comunicações - Inventário, Modelação e Gestão.* p.1-12.

Chambers, J. Q.; Higuchi, N.; Teixeira, L. M.; Santos, J.; Laurance, S. G.; Trumbore, S. E. 2004. Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a central Amazon forest. *Oecologia*, 141(4): 596–614.

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 on the central Amazon. *Oecologia*, 122(3): 380-388.

Chambers, J.Q.; Negron-Juarez, R.I.; Marra, D.M.; Di Vittorio, A.; Tews, J.; Roberts, D.; Ribeiro, G.H.P.M.; Trumbore, S.E.; Higuchi, N. 2013. The steady-state mosaic of disturbance and succession across an old-growth Central Amazon forest landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, 3949–54.

Chambers, J.Q.; Robertson, A. L.; Carneiro, V.M.C.; Lima, A.N.L.; Smith, M.; Plourde, L.C. & Higuchi, N. 2009. Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven by blowdown gap disturbances in the Central Amazon. *Oecologia*, 160(1): 107-117.

Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*, 43: 234–241.

Cohen, J.; Cavalcanti, I.F.A.; Braga, R.H.M.; Neto, L.S. 2009. Squall lines along the north-northeast coast of South America. *In: Weather and Climate in Brazil, (Eds.) I. F. A. Cavalcanti et al., Oficina de Textos, Sao Paulo, Brazil.* pp. 75–93.

Condit, R.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest: change within limits. *BioScience*, 42(11) 822.

Dale, V.H.; Joyce, L.A.; McNulty, S.; Neilson, R.P.; Ayres, M.P.; Flannigan, M.D.; Hanson, P.J.; Irland, L.C.; Lugo, A.; Peterson, C.J.; Simberloff, D.; Swanson, F.J.; Brian, J.S. & Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51(9):723-34.

Denslow, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18(185): 431–451.

Denslow, J.S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. *Ecological Applications*, 5(4): 962-968.

Denslow, J.S.; Ellison, A.M.; Sanford, R.E. 1998. Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a tropical wet forest. *Journal of Ecology*, 86: 597–609.

Dick, D.P.; Goncalves, C.N.; Dalmolin, R.S.D.; Knicker, H.; Klamt, E.; Kfgel-Knabner, I.; Simoes, M.L.; e Martin-Neto, L. 2005. Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth, *Geoderma*, 124(3):319–333.

Driessen, P.; Deckers, J.; Spaargaren, O.; Nachtergaele, F. 2001. *Lecture notes on the major soils of the world*. FAO, Rome, pp. 35–37.

Dyer, J.M. & Baird, P.R. 1997. Wind disturbance in remnant forest stands along the prairie–forest ecotone, Minnesota, USA. *Plant Ecology*, 129(2):121–34.

Espirito Santo, F.D.; Keller, M.; Braswell, B.; Nelson, B. W.; Froking, S.; & Vicente, G. 2010. Storm intensity and old-growth forest disturbances in the Amazon region. *Geophysical Research Letters*, 37:1-6.

FAO. 1998. *World reference base for soil resources*. Rome, FAO. (World Soil Resources Report, 60)

Felfili, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio*, 117:1-15.

Ferraz, J.; Oht, S. & Salles, P.C. 1998. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ao norte de Manaus (AM). *In*: N. Higuchi; M.A.A. Campos; P.T.B. Sampaio & Santos, J. dos (eds.). *Pesquisas Florestais para a Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia*. Manaus. INPA, pp. 111-43.

Fisher, J. I.; Hurtt, G.; Thomas, R. Q.; Chambers, J. Q. 2008. Clustered disturbances lead to bias in large-scale estimates based on forest sample plots. *Ecology Letters*, 11(6):554–563.

Fittkau, E.J.; Irmiler, U.; Junt, W.J.; Reis, F.; e Schmidt, G. W. 1975. Productivity, biomass and population dynamics in Amazonian water bodies. *In*: Golley, G. B. and Medina, E. *Tropical ecological systems, Trends in terrestrial and aquatic and research*. Springer (orgs.), New York, Berlin, 289–311.

Foster, D.R.; Fluet, M.; Boose, E.R. 1999. Natural or human disturbance: landscape-scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico. *Ecological Applications*, 9(2):555-72.

Gálhidy, L.; Mihók, B.; Hagyó, A.; Rajkai, K.; Standovár, T. 2006. Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology*, 183: 133–145.

Garstang, M.; White, S.; Shugart, H.H.; Halverson, J. 1998. Convective clouds downdrafts as the cause of large blowdowns in the Amazon Rainforest. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 67(1):199-212.

Grimm, R.; Behrens, T.; Märker, M.; Elsenbeer, H. 2008. Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island — Digital soil mapping using Random Forests analysis. *Geoderma*, 146(1-2): 102–113.

Hansen, J.; Sato, M., Kharecha, P.; von Schuckmann, K. 2011. Earth's energy imbalance and implications. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 11: 13421–13449.

Higuchi, F. C.; Filho, A. C.; Silva, R. P.; Lima, A.J.N.; dos Santos, J. & Higuchi, N. A Floresta e mudança climática. *In: Higuchi et al., 2012. A Floresta Amazônica e suas Múltiplas Dimensões*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, pp: 222-255.

Higuchi, N.; Chambers, J.Q.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Pinto, A.C.M.; Silva, R.P.; Rocha, R.M. & Tribuzi, E.S. 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *Floresta*, 34(3):295-304.

Higuchi, N.; Santos, J. dos; Vieira, G.; Ribeiro, R.J.; Sakurai, S.; Ishizuka, M. Sakai, T.; Tanaka, N. & Saito, S. 1998a. Análise estrutural da floresta primária da bacia do rio Cuieras, ZF – 2, Manaus – Am, Brasil. *In: N. Higuchi; M.A.A. Campos; P.T.B. Sampaio & Santos, J. dos (eds.). Pesquisas Florestais para a Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia*. Manaus. INPA, pp. 51-82.

Higuchi, N.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Freitas, J.V.; Vieira, G.; Cöic, A. & Minette, L.J. 1997. *Crescimento e incremento de uma floresta de terra firme manejada experimentalmente*. *In: MCT/INPA. Biomassa e Nutrientes Florestais – BIONTE*. Relatório final, INPA. Manaus. 344p.

Hoorn, C.; Wesselingh, F. P.; ter Steege, H.; Bermudez, M. A.; Mora, A.; Sevink, J.; Sanmartín, I.; Sanchez-Meseguer, A.; Anderson, C. L.; Figueiredo, J. P.; Jaramillo, C.; Riff, D.; Negri, F. R.; Hooghiemstra, H.; Lundberg, J.; Stadler, T.; Särkinen, T.; e Antonelli, A. 2010. Amazonia through time: Andean Uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity, *Science*, 330(6006):927–931.

Houghton, R. A. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35: 313-347.

IBGE (2004). *Mapa de vegetação do Brasil*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/ Ministério da Agricultura/ Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. IBGE, Rio de Janeiro.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis - Summary for Policymakers*. Cambridge University Press, Cambridge

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013: Summary for Policymakers. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IUSS (International Union of Soil Science) Working Group WRB: World reference base for soil resources 2006: A framework for international classification, correlation and communication, World Soil Resources Report 103, FAO, Rome.

Jordan, C. F. & Herrera, R. 1981. Tropical rain forests: are nutrients really critical? *The American Naturalist*, 117(2):167–180.

Kahle, M.; Kleber, M.; Torn, M.S.; Jahn, R. 2002. Carbon storage in coarse and fine clay fractions of illitic soils. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1732–1739.

Lal, R.; 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1–22.

Lima, A.J.N.; Teixeira, L.M.; Carneiro, V.M.C; Santos, J. dos & Higuchi, N. 2007. Análise da estrutura e do estoque de fitomassa de uma floresta perturbada da região de Manaus AM, dez anos após corte raso seguido de fogo. *Acta Amazonica*, 37(1): 49-54.

Lloyd, J.; Gloor, U. G.; Lewis, S. L. 2009. Are the dynamics of tropical forests dominated by large and rare disturbance events? *Ecology Letters*, 12:1-3.

López-Ulloa, M.; Veldkamp, E.; de Koning, G.H.J. 2005. Soil carbon stabilization in converted tropical pastures and forests depends on soil type. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 1110–1117.

Lugo, A.E.; Applefield, M.; Pool, D. & McDonald, R. 1983. The impact of Hurricane David on the forests of Dominica. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(2): 201–211.

Maia, S.M.F.; Ogle, S.M.; Cerri, C.C.; Cerri, C.E.P. 2010. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil Tillage Res*, 106(2): 177–184.

Maia, S.M.F.; Ogle, S.M.; Cerri, C.E.P.; Cerri, C.C. 2009. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma* 149(1-2): 84–91.

Marin-Spiotta, E.; Silver, W.L.; Swanston, C.W.; Ostertag, R. 2009. Soil organic matter dynamics during 80 years of reforestation of tropical pastures. *Global Change Biology*, 15: 1584–1597.

Marra, D.M.; Chambers, J.Q.; Higuchi, N.; Trumbore, S.E.; Ribeiro, G.H.P.M.; Santos, J.; Negrón-Juárez, R.I.; Reu, B. Wirth C Large-scale wind disturbances affect forest structure and species composition in the Central Amazon. *PLoS ONE*, in review.

Negrón-Juarez, R.I.; Chambers, J.Q.; Guimarães, G.; Zeng, H.; Raupp, C.F.M. Marra, D.M. Ribeiro, G.H.P.M.; Saatchi, S. Nelson, B.W. & Higuchi, N. 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters*, 37: 1-5.

Negrón-Juárez, R.I.; Chambers, J.Q.; Marra, D.M.; Ribeiro, G.H.P.M.; Rifai, S.W.; Higuchi, N.; Roberts, D. 2011. Detection of subpixel treefall gaps with Landsat imagery in Central Amazon forests. *Remote Sensing of Environment*, 115: 3322–3328.

Neill, C.; Melillo, J.M.; Steudler, P.A.; Cerri, C.C.; de Moraes, J.F.L.; Piccolo, M.C.; Brito, M. 1997. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, 7: 1216–1225.

Nelson, B.W.; Kapos, V.; Adams, J.B.; Oliveira, W.J.; Oscar, P.G.B. 1994. Forest Disturbance by Large Blowdowns in the Brazilian Amazon. *Ecological Society of America*, 75: 853–858

Neumann-Cosel, L.; Zimmermann, B.; Jefferson, S.; van Breugel, M.; Helmut, E. 2011. Soil carbon dynamics under young tropical secondary forests on former pastures — A case study from Panama. *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1625–1633.

Ngo, K.M.; Turner, B.L.; Muller-Landau, H.C.; Davies, S.J.; Larjavaara, M.; Nik Hassan, N.F. Bin; Lum, S. 2013. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management*, 296: 81–89.

Ometto, J.P.H.B.; Nobre, A.D.; Rocha, H.R.; Artaxo, P.; Martinelli, L.A. 2005. Amazonia and the modern carbon cycle: lessons learned. *Oecologia*, 143(4): 483–500.

Pan, Y.; Birdsey, R. A.; Fang, J.; Houghton, R.; Kauppi, P. E.; Kurz, W. A.; Phillips, O. L.; Shvidenko, A.; Lewis, S. L.; Canadell, J. G.; Ciais, P.; Jackson, R. B.; Pacala, S. W.; McGuire, A. D.; Piao, S.; Rautiainen A.; Sitch, S.; Hayes, D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333: 988-993.

Péllico Neto, S. & Brena, D.A. 1997. *Inventário Florestal*. Curitiba: editado pelos autores. 316p.

Peterson, C.J. & Pickett, S.T.A. 1995. Forest reorganization: a case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. *Ecology*, 76(3):763-74.

Powers, J.S. & Schlesinger, W.H. 2002. Relationships among soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma*, 109: 165–190.

Powers, J.S. & Veldkamp, E. 2005. Regional variation in soil carbon and  $\delta^{13}\text{C}$  in forests and pastures of northeastern Costa Rica. *Biogeochemistry*, 72(3): 315–336.

Putz, F.E. 1983. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, 64(5): 1069-1074.

Queré, C.L.; Raupach, M. R.; Canadell, J. G.; Marland, G. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*. 2: 831-836.

Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Anderson, L.O.; Fyllas, N.M.; Schwarz, M. e Czimczik, C.I.. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences*, 8: 1415–1440.

Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Schwarz, M.; Patiño, S.; Baker, T.R.; Czimczik, C.; Fyllas, N.M.; Martinelli, L.; Nardoto, G.B.; Schmerler, J.; Santos, A.J.B.; Hodnett, M.G.; Herrera, R.; Luizão, F.J.; Arneeth, A.; Lloyd, G.; Dezzeo, N.; Hilke, I.; Kuhlmann, I.; Raessler, M.; Brand, W.A.; Geilmann, H.; Moraes Filho, J.O.; Carvalho, F.P.; Araujo Filho, R.N.; Chaves, J.E.; Cruz Junior, O.F.; Pimentel, T.P.; e Paiva, R. 2010. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis, *Biogeosciences*, 7: 1515–1541.

Rhoades, C.C.; Eckert, G.E.; Coleman, D.C. 2000. Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications*, 10(2): 497–505.

Rodriguez, J.C. 1995. *Aspectos fitossociológicos das comunidades vegetais de uma toposseqüência da Reserva Florestal Ducke do INPA, Manaus - AM*. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 284p.

Saatchi, S.S.; Harris, N. L.; Brown, S.; Lefsky, M.; Mitchard, E. T. A.; Salas, W.; Zutta, B. R.; Buermann, W.; Lewis, S. L.; Hagen, S.; Petrova, S.; White, L.; Silman, M.; Morel, A. 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 108 (24): 9899–9904.

Saito, S., Sakai, T., Nakamura, S. & Higuchi, N. 2003. Three types of seedling establishments of tree species in an amazonian terra-firme forest. *In*: Higuchi et al. 2003. *Projeto Jacaranda Fase II: Pesquisas florestais na Amazonia*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia, Manaus, Amazonas, pp: 31-41.

Samonil, P., Král, K., Hort, L. 2010. The role of tree uprooting in soil formation: A critical literature review. *Geoderma*, 157: 65–79.

Sanchez, P. A. 1976. *Properties and Management of Soils in the Tropics*. JohnWiley & Sons, New York, pp 618.

Sanchez, P.A.; Bandy, D.E.; Villachica, J.H.; e Nicholaides III, J.J. 1982. Amazon Basin soils: Management for continuous crop production. *Science*, 216(4548): 821-827.

Satyamurty, P.; Costa, M. C. P. W.; Manzi, A. O. 2012. Moisture source for the Amazon Basin: a study of contrasting years. *Theoretical and Applied Climatology*, 1-14.

Schaetzl, R.J.; Burns, S.F.; Johnson, D.L.; Small, T.W. 1989. Tree uprooting: review of impacts on forest ecology. *Vegetatio* 79: 165–176.

Shugart, H. H.; Leemans, R.; Bonan, G.B. (orgs.) 1992. *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*. Cambridge: Cambridge University Press, 542 pp.

Silva, R.P.; Santos, J. dos.; Tribuzi, E.S.; Chambers, J.Q.; Nakamura, S. & Higuchi, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual trees growing in Central Amazon, Brasil. *Forest Ecology and Management*, 166: 295-301.

Sombroek, W. 2001. Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall. *Ambio*, 30(7): 388-96.

Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology Systematics*, 15: 353-391.

Telles, E. de C.C.; Camargo, P.B.; Martinelli, L.A.; Trumbore, S.E.; da Costa, E.S.; Santos, J.; Higuchi, N.; Oliveira Jr., R.C. 2003. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2).

Telles, E.C.C. 2002. *Dinâmica do carbono no solo influenciada pela textura, drenagem, mineralogia e carvões em florestas primárias na região centro-oriental da Amazônia*. Tese de Doutorado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo. 126pp.

Toledo, J.J.; Magnusson, W.E.; Castilho, C. V.; Nascimento, H.E.M. 2011. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia? *Forest Ecology and Management*, 262(3): 331–338.

Toledo, J.J.; Magnusson, W.E.; Castilho, C. V.; Nascimento, H.E.M. 2012. Tree mode of death in Central Amazonia: Effects of soil and topography on tree mortality associated with storm disturbances. *Forest Ecology and Management*, 263: 253-261.

Torn, M.S.; Trumbore, S.E.; Chadwick, O.A.; Vitousek, P.M.; Hendricks, D.M. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, 389: 3601–3603.

Trumbore, S.E.; Davidson, E.A.; De Camargo, P.B.; Nepstad, D.C.; Martinelli, L.A. 1995. Belowground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 9(4): 515–528.

Turner, M.G.; Baker, W.L.; Peterson, C.J.; Peet, R.K. 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1:511–523.

Ulanova, N.G. 2000. The effects of windthrow on forests at differential spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*, 135(1-3): 155-167.

Veldkamp, E.; Becker, A.; Schwendenmann, L.; Clark, D.A.; Schulte-Bisping, H. 2003. Substantial labile carbon stocks and microbial activity in deeply weathered soils below a tropical wet forest. *Global Change Biology*, 9: 1171–1184.

Vieira, S.; Camargo, P.B.; Selhorst, D.; Silva, R.; Hutyra, L.; Chambers, J.Q.; Brown, I.F.; Higuchi, N.; Santos, J.; Wofsy, S.; Trumbore, S.E.; Martinelli, L.A. 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. *Oecologia*, 140(3):468–479.

Vitousek, P.M. & Denslow, J.S. 1986. Nitrogen and phosphorous availability in treefall gaps of a lowland tropical rainforest. *Journal of Ecology*, 74: 1167-1178.

Walker, L.R. 1991. Tree damage and recovery from hurricane Hugo in Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Biotropica*, 23(4a): 379-385.

West, L.T.; Beinroth, F.H.; Summer, M.F.; and Kang, B.T. 1998. Ultisols: characteristics and impacts on society. *Advances in Agronomy*, 63: 179–236.

White, R S. & Pickett, S. T. A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. In: Pickett, S. T. A., White, R S., (orgs.) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Orlando, FL: Academic Press, pp. 3-16.

Zinn, Y.L.; Lal, R.; Bigham, J.M.; and Resck, D.V.S. 2007. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: Soil Structure, *Soil Science Society of America Journal*, 71(4):1204 – 1214.