



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA
CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA**

MARCELO LUÍS CORRÊA ZELARAYÁN

**Impacto da degradação sobre a estrutura e os estoques de carbono de
florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil.**

Área de concentração:

Estrutura e funcionamento de ecossistemas naturais e agroecossistemas

SÃO LUÍS – MARANHÃO

ABRIL DE 2014



MARCELO LUÍS CORRÊA ZELARAYÁN

Engenheiro Agrônomo

Impacto da degradação sobre a estrutura e os estoques de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil.

Orientador: Prof. Dr. **GUILLAUME XAVIER ROUSSEAU**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Agroecologia do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão, para obtenção do título de Mestre em Agroecologia.

**SÃO LUÍS – MARANHÃO
ABRIL DE 2014**

Zelarayán, Marcelo Luís Corrêa.

Impacto da degradação sobre a estrutura e os estoques de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil., Brasil. São Luis, 2014.

Dissertação (Mestrado em Agroecologia) – Universidade Estadual do Maranhão, 2014.

Ref. ----



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA
CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA**

MARCELO LUÍS CORRÊA ZELARAYÁN
Engenheiro Agrônomo

**Impacto da degradação sobre a estrutura e os estoques de carbono de
florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil.**

Exame de defesa 25/04/2014

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau
(Orientador - CCA/UEMA)

Dr. Eduardo Bezerra de Almeida Jr.
(Examinador – Universidade Federal do Maranhão (UFMA))

Prof. Dr. Nivaldo de Figueiredo
(Examinador - Universidade Federal do Maranhão (UFMA))

AGRADECIMENTOS

THAU UEMA!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!

Agradeço aqui a toda minha família, em especial aos meus pais Ricardo e Fátima por depositar tanta confiança e respeito em meu trabalho, e aos meus irmãos Korina, Patrício, Thalyson e Graciela pelos momentos de felicidades que sempre passamos juntos. Aos primos pelos tantos momentos de alegria, Kaline, JC, Tavinho roots, Ariane, Jamilex, Maria Clara, Maria Luisa, Pedro Paulo, Artur e Vinicius ‘o apaixonado’, aos tios Ribinha, Tontonho a tia Zé Linda, Amélia e Eloisa e a minha sobrinha linda Mariana. Un salve lindo a la família Zelarayán, entre Uruguayos y Argentinos un grande beso.

Aos meus amigos de longa data Wendell Dias, Marcos Araujo, Alex Oliveira, Henry Mavisoy, Estefania Pinzón, Rozalino, Roberto Lima, Jardelys, Robinson Cabezas, Márcio Leite, Ernesto Cardozo, Ester Alves, Carlos Oliveira (Vavá), Sr Alexandre, Dna Ligia, Rômulo. Vida longa a todos vocês.

Aos professores que me ajudaram muito durante minha vida acadêmica, ao grande Christoph Gehring pela eterna paciência durante a graduação, muito trabalho! A professora Rosângela, Gusmão, Francisca, Emanuel, Heder e tantos outros que estiveram sempre dispostos a ajudar.

Ao professor e meu orientador Guillaume e a Danielle, valeu pela confiança, paciência e amizade, que grande e lindo trabalho estamos realizando em Alcântara.

A todos os moradores do Pepital e Só Assim, em especial a João Maleta “o mala”, Sr Pedro, Dona Justina, Sr Raimundo e Elma. Muito obrigado pela amizade, levarei vocês eternamente no coração, linda história de resistência. Aos amigos da praia do barco, Marilda Mascarenhas e Cláudio Farias, grandes cidadãos.

A Universidade Estadual do Maranhão, Mestrado em Agroecologia, FAPEMA e CAPES por tantos anos de investimento na minha formação, espero não decepcionar!

A todos que acreditam que é possível melhorar este mundo, agora!

Cuidado companheiro
A vida é pra valer
e não se engane não, tem uma só
duas mesmo que é bom, ninguém vai me dizer que tem
sem provar muito bem provada
com certidão passada em cartório do **CÉU**
e assinada embaixo: **DEUS!**

e com firma reconhecida...

“Samba de bênção”
Vinícius de Moraes

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Influência das ações antropogênicas na temperatura do planeta. Cenários menos otimistas preveem acréscimo em 4,8°C na temperatura do planeta, IPCC (2013).

Figura 2. Principais atividades agropecuárias relacionadas à emissão de CO₂ no Brasil. (adaptado de Embrapa/CNPMA, 2006).

Figura 3. Localização dos rios estudados (Rio Grande e Rio Pepital) em Alcântara/ Maranhão, Brasil.

Figura 4. Croqui experimental das parcelas instaladas para amostragem dos diferentes estoques de carbono em Alcântara/ Maranhão, Brazil.

Figura 5. Figura 3. Análise de componente principal (PCA) entre classes de estoques de carbono de acordo com o nível de degradação na mata ciliar do rio Pepital em Alcântara/Ma.

Figura 6. Análise de componente principal (PCA) entre classes de estoques de carbono de acordo com o nível de degradação na mata ciliar do rio Grande em Alcântara/Ma.

Figura 7. Carbono nos compartimentos nos diferentes níveis de degradação, (a) carbono nos reservatórios acima do solo, (b) carbono nos reservatórios da necromassa, (c) carbono nos reservatórios abaixo do solo e (d) reservatórios somados. Letras diferentes entre barras significam diferenças estatísticas entre os usos do solo, ao nível de 5% pelo teste LSD Fisher.

Figura 8. Relações entre estoque de carbono na biomassa viva acima do solo (BVAS) e o estoque de carbono na necromassa (a); em (b) relação do estoque de carbono na BVAS e o carbono abaixo do solo e em (c) a relação entre os estoques de carbono da necromassa e os estoques abaixo do solo.

Figura 9. Distribuição da abundância (a) e do carbono (b) em árvores com DAP>1 cm, em diferentes classes diamétricas de um gradiente de degradação da mata ciliar dos Rios Pepital e Grande em Alcântara/MA.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estoques de carbono nos diferentes biomas do planeta. Adaptado de Watson *et al* (2000).

Tabela 2. Modelos alométricos usados para converter medidas da vegetação para biomassa viva acima do solo e necromassa.

Tabela 3. Carbono ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) estocado por compartimentos em um gradiente de degradação da mata ciliar dos Rios Pepital e Grande em Alcântara.

Tabela 4. Abundância (ha^{-1}) de árvores com $\text{DAP} > 1\text{cm}$ nas diferentes classes diamétricas em um gradiente de degradação da mata ciliar do Rio Pepital e Rio Grande, Alcântara/MA.

Tabela 5. Distribuição do carbono ($\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) em árvores ($\text{DAP}>1\text{cm}$) em um gradiente de degradação da mata ciliar dos Rio Pepital e Rio Grande, Alcântara/Ma.

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REVISSÃO DE LITERATURA	11
2.1 Mudanças climáticas e o papel do carbono	11
2.2 Degradação florestal.....	13
2.3 A importância das florestas para o equilíbrio climático	15
3. Florestas ripárias	16
3.1 Serviços ecossistêmicos.....	16
3.2 O carbono nas matas ripárias.....	18
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20
5. Artigo.....	25
5.1 Abstract.....	27
5.2 INTRODUÇÃO	28
5.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
5.3.1 Área do estudo.....	29
5.3.2 Desenho experimental.....	30
5.3.3 Medições dos estoques de carbono	30
5.3.4 Biomassa viva acima do solo (BVAS)	30
5.3.5 Estoques de carbono na Necromassa (CN).....	31
5.3.6 Estoque de carbono abaixo do solo (COS)	32
5.3.7 Carbono total do sistema (CT).....	33
5.3.8 Estrutura da vegetação.....	33
5.3.9 Análises estatísticas	33
5.4 RESULTADOS	34
5.5 DISCUSSÃO	39
5.6 CONCLUSÃO.....	42
5.7 AGRADECIMENTOS	42
5.8 REFERÊNCIAS	43

1. INTRODUÇÃO

As matas ciliares são formações florestais que circundam diversos tipos de corpos d'água e apresentam grandes serviços ecossistêmicos para a o bem estar humano, entre estes serviços ambientais podemos destacar: (1) conservação da biodiversidade, (2) proteção dos corpos d'água, (3) alimentação de povos ribeirinhos, (4) formação de altos estoques de carbono. No entanto, mesmo com tanta importância estas matas protegidas por lei Nº 4.771/65, sofrem com intenso processo de degradação.

Por apresentarem solos aluviais, ricos em matéria orgânica e elevada umidade a deterioração dessas matas é orientada principalmente para a conversão de uso agrícola e pasto, retirada da madeira para construção civil e uso para formação de carvão também agravam tal situação.

Em Alcântara esse processo de degradação das matas ciliares é crescente e foi acelerado pela realocação de comunidades tradicionais que foram retiradas da beira do mar para a construção do centro de lançamento de Alcântara (CLA), projeto da Agência Espacial Brasileira para lançamento de satélites. Foram transferidas 312 famílias erroneamente para uma região que se localizava em conjunto de nascentes (ALMEIDA, 2006), provocando uma severa degradação do sistema florestal nestas áreas, que por consequência acarretou numa diminuição no volume de água e em um racionamento permanente de água na cidade de Alcântara.

Além da redução na vazão dos rios da região, a degradação destas matas ciliares ocasionou um verdadeiro mosaico de vegetações em diferentes estágios de sucessão, é neste cenário que esta pesquisa foi baseada.

A importância da manutenção dos estoques de carbono para o equilíbrio climático é imperativo e se necessita compreender como a degradação afeta estes estoques de carbono e quais estoques são os mais afetados pela deterioração das florestas ripárias. O objetivo desta pesquisa é quantificar os estoques de carbono acima e abaixo do solo de florestas ripárias e avaliar o impacto da degradação florestal sobre esses reservatórios de carbono.

2. REVISSÃO DE LITERATURA

2.1 Mudanças climáticas e o papel do carbono

Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, IPCC (2013), até 2100 a temperatura no planeta pode aumentar em até 4,8°C e este aumento está relacionado principalmente pelas ações antropogênicas que elevam as concentrações de CO₂ na atmosfera (Figura 1).

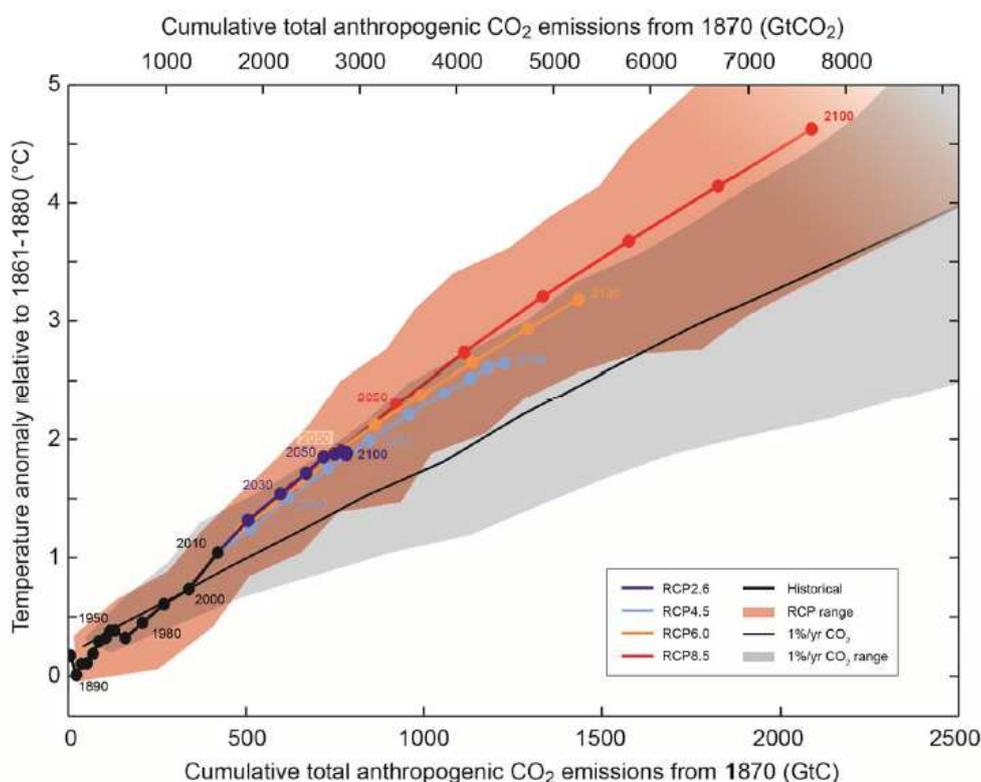


Figura 1. Influência das ações antropogênicas na temperatura do planeta. Cenários menos otimistas preveem acréscimo em 4,8°C na temperatura do planeta, IPCC (2013).

Dentro deste contexto é imprescindível diminuir todas as fontes de emissões de CO₂, aliado a isto, a manutenção dos estoques de carbono deve ser considerada como uma ferramenta para reduzir em curto prazo os efeitos das mudanças climáticas no planeta.

No trópico úmido são grandes os estoques de carbono aprisionados nas florestas tropicais (Watson *et al*, 2000), os solos das florestas tropicais apresentam potencial de estoque de C maior que a vegetação (Tabela1).

Bioma	Estoque de Carbono (GtC)			
	Área (10 ⁹ ha)	Vegetação	Solo	Total
Floresta tropical	1,76	212	216	428
Floresta temperada	1,04	59	100	159
Floresta boreal	1,37	88	471	559
Savana tropical	2,25	66	264	330
Pasto temperado	1,25	9	295	304
Deserto e semi deserto	4,55	8	191	199
Tundra	0,95	6	121	127
Terra Alagáveis	0,35	15	225	240
Terras cultiváveis	1,60	3	128	131
Total	15,12	466	2011	2477

Tabela 1. Estoques de carbono nos diferentes biomas do planeta. Adaptado de Watson *et al* (2000).

No entanto a degradação desse ecossistema segue de forma crescente durante as últimas décadas, dados do INPE (2007) apontam que 16% da floresta Amazônica já passaram pelo processo da derrubada, um cenário de maior impacto é apresentado por Hirsch *et al* (2004), segundo estes autores, florestas consideradas em algum estágio de sucessão ecológica após esta prática podem chegar aos 50% do usos da terra na Amazônia.

Os principais usos do solo após a derrubada da floresta são os pastos e florestas secundárias que se formam após o abandono da pastagem (Fearnside, 1996), pastos representam o maior dos usos do solo após a derrubada da floresta, aproximadamente 50% (Fearnside, 2007).

No Brasil conversão das florestas para usos agropecuários representam um grande impacto na emissão de CO₂ para a atmosfera (Embrapa, 2006), são o principal fator para a derrubada da floresta (Figura 2). Além da diminuição dos estoques acima do solo, a exposição do solo a radiação pode ocasionar a oxidação da matéria orgânica do

solo, acarretando uma liberação maior do carbono (CUNNINGHAM, 1963; GREENLAND e NYE, 1959; BAYER e MIELNICZUK, 2008).

Estimativas apontam que as conversões de ecossistemas nativos para agroecossistemas, somadas à agricultura, contribuem atualmente com aproximadamente 24 % das emissões mundiais de CO₂, 55 % das emissões de CH₄ e 85 % do total das emissões de N₂O para a atmosfera (IPCC, 2007). No Brasil, as emissões de gases de efeito estufa (GEE) oriundas da mudança de uso da terra e agricultura são bem mais acentuadas, representando cerca de 75, 91 e 94 % do total de emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente (Cerri e Cerri, 2007).

A análise da contribuição da agricultura e das mudanças no uso da terra, de um ecossistema nativo para um agroecossistema, no aquecimento global são mais difícil de ser quantificadas, pois os GEE são provenientes de fontes difusas e sistemas mais complexos. Desconsiderando essa mudança no uso da terra e o setor agrícola, o Brasil situa-se em 17^o lugar na classificação mundial dos países maiores emissores de GEE; entretanto, se estes dois setores forem considerados, o País ocupará a incômoda quinta posição (Cerri *et al.*, 2007).

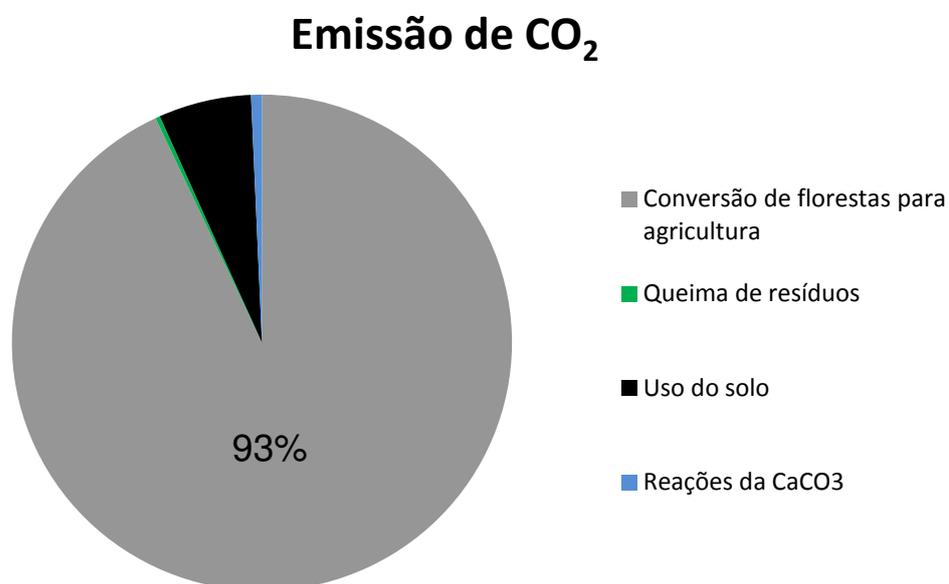


Figura 2. Principais atividades agropecuárias relacionadas à emissão de CO₂ no Brasil. (adaptado de Embrapa/CNPMA, 2006).

2.2 Degradação florestal

Conter a destruição das florestas se tornou uma prioridade mundial. A Europa Ocidental já perdeu 99,7% de suas florestas primárias; a Ásia, 94%; África, 92%; Oceania, 78%; América do Norte, 66%; e América do Sul 54%. (GREENPEACE, 2007). Segundo o relatório "Global Forest Resources Assessments 2010" divulgado pelo Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO), restam pouco mais de 4 bilhões de hectares de floresta no mundo em 2010, o que corresponde a 31% da área de terra total.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2000), no final da década de 90 o Brasil ainda possuía aproximadamente 5,5 milhões de Km² (550 milhões de hectares) de florestas nativas, o que corresponde a 65% do território nacional. Desses, 2/3 eram de Floresta Amazônica e o restante correspondendo aos remanescentes de Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado e ecossistemas associados, em diferentes estágios de conservação. (BRAGA, 2006).

De um total de, aproximadamente, 1,3 milhão de km² quadrados da Mata Atlântica primitiva, restam, apenas, cerca de 50 mil km², menos de 5% da área original. (IBAMA, 2010). As áreas desmatadas da Floresta Amazônica, da Mata Atlântica e do Cerrado somam 2,5 milhões de km² (250 milhões de hectares), quase 30% do território brasileiro, ou a soma das superfícies formadas pelos Estados das Regiões Nordeste e Sudeste. Os técnicos florestais estimam que o desmatamento, em todo o território é superior a 300 milhões de hectares de matas. (IBAMA, 2010).

Entretanto, o Brasil, que tinha as maiores perdas nos anos 90, reduziu significativamente a área líquida desmatada. Segundo o relatório da FAO (2010), o Brasil reduziu em quase 400 mil hectares por ano o desmatamento entre 2000 e 2010. É uma tendência positiva e deve melhorar porque o país fomentou muitas políticas para que isso acontecesse. O Brasil está reflorestando com média de 500 a 600 mil hectares por ano

A Floresta Amazônica ocupa territórios do Brasil, Colômbia, Equador, Bolívia, Guiana, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Venezuela. Sendo 60% de sua área, aproximadamente 3,3 milhões de km², pertencentes ao Brasil, onde é chamada de Amazônia Legal, abrangendo os estados do Amazonas, Amapá, Mato Grosso, oeste

do Maranhão, Pará, Rondônia, Roraima, Acre e Tocantins (PAREJO, 2010), A Amazônia Brasileira detém a maior área de florestas tropicais contínuas e preservadas do mundo.

O bioma Amazônico representa 34% do uso do solo no Estado do Maranhão (IMESC, 2009) e teve 75% de toda vegetação eliminada nos últimos 50 anos (MOURA *et al*, 2011). A cidade de Alcântara apresenta 57% de toda sua vegetação desflorestada (INPE, 2008) e grande parte de seu território é composto por vegetação secundária cerca de 55% (NUGEO, 2006).

2.3 A importância das florestas para o equilíbrio climático

As formações florestais de uma forma geral têm reconhecido potencial de estocar carbono tanto acima quanto abaixo do solo (ALBRECHT e KANDJI, 2003; MONTAGNINI e NAIR, 2004) e por isso são excelente sistemas para mitigação das altas concentrações de CO₂ que estão na atmosfera (POST e KWON 2000). Reduzir o desmatamento e restaurar áreas degradadas é necessário, pois além de recuperar o carbono emitido pelo desflorestamento podem ainda prover uma série de outros serviços ecossistêmicos como a produção de alimento, regulação do ciclo hidrológico e conservação da biodiversidade (MEA, 2005; MILES e KAPOR, 2008).

Um melhor entendimento sobre os efeitos do desflorestamento sobre os caminhos do carbono é a estimativa de todos os estoques localizados dentro de uma área florestal, a biomassa aérea, necromassa e solo são considerados os principais estoques (IPCC, 2007). Somente a floresta tropical é responsável pelo estoque de 428 Giga tonelada de carbono (WATSON *et al*, 2000), a degradação desses ecossistemas florestais nas últimas décadas tem levado a um colapso do equilíbrio climático.

Somente entre os anos de 2012 e 2013 o desflorestamento da Amazônia brasileira lançou na atmosfera do mundo uma quantidade de 68,5 milhões de CO₂ equivalente (IMAZON, 2013).

3. Florestas ripárias

3.1 Serviços ecossistêmicos

Matas ripárias ou matas ciliares são faixas de vegetações naturais que ocorrem nas margens de cursos de água, tais como rios, riachos, açudes e lagoas. Em termos ecológicos as matas ripárias, são essenciais para a manutenção da qualidade e à quantidade da água dos rios, dos córregos e dos ribeirões que compõem as bacias hidrográficas (IMAFLOA, 2008). Apesar de tamanha importância, estas matas têm sido alvo de pressões antrópicas, justamente pela proximidade com o curso d'água. O resultado dessas pressões é o desflorestamento dessas matas ao longo da maioria dos cursos d'água, que impacta negativamente na qualidade da água e no desenvolvimento dos organismos que sobrevivem diretamente ou indiretamente dessa vegetação.

Segundo Vidon (2010) as matas ripárias servem como filtro para diversos elementos poluentes a água como nitrato, pesticidas, fósforo e mercúrio e, portanto sua manutenção é indispensável á que depende destas águas. Resultados de Newbold (2010) apontam que matas ripárias com maior grau de conservação melhoram qualitativamente a água e diminuem em até 43% a presença de sólidos solúveis na superfície da água, em comparação com a água que desce diretamente ao rio por um campo agrícola. Trabalhos realizados no Japão e na Índia, indicam que matas ciliares conservadas, proporcionam uma estabilização na temperatura da água, maior quantidade de água subterrânea comparada a florestas, planaltos e áreas com gado, ainda nesta pesquisa, observou-se uma maior concentração de nutrientes agrícolas nas áreas onde a prática da agricultura é frequente (ANBUMOZHI, 2005).

Clausen *et al* (2000) afirma em trabalho realizado nos EUA, que as matas ripárias ajudam no controle da entrada de nutrientes agrícolas aplicados na agricultura (nitrogênio e fósforo) dentro dos rios e promovem ainda uma diminuição de sólidos suspensos nessa água. Lowrance e Sheridan (2005) ainda estudando o efeito da conservação das matas ripárias na entrada de nutrientes dentro do rio, afirmou que a manutenção desta mata em pé, diminuiu a concentração na água de cloreto, fósforo, nitrogênio, nitrato, amônio e molibdato em comparação com áreas não protegidas. Toda

essa mudança no ecossistema e na qualidade da água provocada pela retirada da vegetação ciliar impacta diretamente na fauna local.

Em trabalhos realizados em rios dos Estados da Carolina do Norte e da Geórgia nos EUA, por exemplo, (JONES *et al.*, 1999) encontraram uma diminuição na abundância e uma mudança na característica física da fauna de peixes proporcional ao gradiente de perturbação das matas ripárias. Outra característica inerente à mata ripária é a proteção que ela exerce aos artrópodes aquáticos estes que servem de alimentos para a fauna aquática, em estudos realizados por Nakano *et al.* (1999) no Japão, observou-se uma diminuição no número de artrópodes em vegetações degradadas em beiras de rio e isto afetou significativamente a quantidade de peixes presentes nestas áreas.

Outro organismo que é severamente afetado pela degradação das matas ripárias são os pássaros, (SAAB, 1999) observou uma diminuição na riqueza de espécies em sistemas antropizados comparado a sistemas naturais, observou ainda que a modificação da paisagem natural aumenta o número de predadores, os parasitas de ninhos e o número de espécies exóticas. Outro fator que afeta a presença de pássaros dentro das matas ripárias é a largura da mata ciliar, Bueno (2012) afirma em seu trabalho que uma medida ideal para a proteção desses animais seria de 140m e não de 30m proposto atualmente pela legislação brasileira.

Lees (2008) em trabalho realizado no Mato Grosso, afirmou que matas ripárias preservadas conservam mais, tanto pássaros quanto mamíferos em relação a áreas perturbadas. Lembrando que pássaros, mamíferos e alguns insetos são responsáveis por 97,5% de polinização das árvores tropicais (BWA *et al.* 1985), outros trabalhos reportando a importância dessa vegetação para a manutenção da atividade dos pássaros foram discutidos por Machtans (2002); Kardynal (2011); Miller (2003). Portanto é de extrema necessidade possibilitar a proteção desses organismos dentro de refúgios conservados.

Diversos estudos confirmam que as matas ciliares funcionam ainda como zonas de transição e intercambio entre os ambientes terrestres e aquáticos (BARDGETT *et al.*, 2001), conservam material genético único, gerando heterogeneidade das comunidades (terrestres e aquáticas) de flora e de fauna; permitem a conectividade da paisagem pelos corredores criados, que servem para: a translocação entre florestas conservadas, alimentação, refugio e reprodução das diferentes espécies de mamíferos, anfíbios, aves, insetos e

peixes (MONTAG *et al.*, 1997; JOHNSON *et al.*, 1999; MELO, 2003; OLSON *et al.*, 2007; MOURA e SCHLINDWEIN, 2009; SEAMAN e SCHULZE, 2009).

3.2 O carbono nas matas ripárias

As matas ciliares vem sendo reportada como grandes reservatórios de carbono, protegidas pela Lei Nº 4.771/65, podem de forma permanente, contribuir para o sequestro desse carbono atmosférico.

Em trabalhos no Canadá, Hazlett *et al* (2005) compararam a captura de carbono em duas florestas, uma de várzea e outra de terra firme e concluíram não haver diferenças significativas na captura de carbono na biomassa aérea entre as florestas, no entanto no solo, as camadas superficiais das matas ripárias apresentaram uma maior concentração de carbono do que florestas de terra firme. Outra observação relevante apresentada, diz respeito à conservação das árvores nessas duas matas, as árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) > 5 cm, contribuem com 76% e 98%, do carbono na biomassa aérea e representam 17% e 35% do carbono total dentro da floresta de terra firme e da mata ripária respectivamente, a retirada da madeira de forma não racional, impacta negativamente no potencial destes sistemas em estocar o carbono atmosférico.

A preservação das matas ripárias e seus impactos no aprisionamento de carbono, também foi discutido por Giese *et al* (2003) quando comparou 4 matas ciliares, 3 matas em regeneração e uma mata ciliar madura em função do potencial em sequestrar carbono. Os resultados apresentados demonstram que o carbono e a biomassa aérea aumentam com a idade da mata ciliar, esse aumento deve-se principalmente a presença das árvores de maior porte nas matas conservadas. A importância da biomassa herbácea no carbono total estocado pelas matas também diminui com o aumento da idade da vegetação. O carbono total encontrado dentro do sistema, ou seja, biomassa aérea + herbáceas + serrapilheira + solo, foi 4 vezes maior na área de mata madura do que nas matas em recuperação. Resultados como esses implicam na necessidade de se preservar as matas ripárias.

Outra característica importante das matas ripárias é sobre a qualidade do carbono, Smith *et al* (2012) encontraram uma maior quantidade de carbono recalcitrante em relação a pastos localizados próximos a esta mesma mata ciliar, a recalcitrância é

entendida como a proteção de um determinado material a decomposição ou ao ataque dos organismos do solo, a recalcitrância de um material depende principalmente da sua composição química, materiais orgânicos formados por constituintes a base de ligninas e compostos humificados, oferecem uma maior resistência a decomposição do que matérias formados por carboidratos. Portanto o carbono recalcitrante permanece por mais tempo dentro do sistema, colaborando de forma eficiente para um estoque duradouro de carbono.

Além da recalcitrância outra importante característica, indicadora de um sequestro eficiente de carbono, é a profundidade de armazenamento do carbono. Schilling *et al* (2009) estudando este efeito em uma zona ripária nos EUA, percebeu que a concentração de carbono e azoto decresce de acordo com o aumento da profundidade, além de aumentar a variabilidade dessa concentração.

(GURWICK, 2008) também afirma em seus estudos que há uma alta variabilidade na determinação do carbono, dentro até de um mesmo horizonte, em trabalhos na ilha de Rhode (EUA), quando pesquisou a distribuição do carbono em 51 horizontes dentro de 14 zonas ribeirinhas, percebeu que a variabilidade foi de 1 a 44% e que a matéria orgânica também diminui com a profundidade do solo. Afirma ainda que a disponibilidade do carbono nos horizontes é influenciada principalmente pela abundância e qualidade da matéria orgânica no momento de formação do horizonte em vez da duração da formação desse horizonte.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBRECHT, A. & KANDJI, S.T. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99(1-3), pp.15–27. 2003.

Almeida AWB: *Os quilombolas e a base de lançamento de foguetes de Alcântara*. Brasília: MMA; 2006.

Anbumozhi, V.; Radhakrishnan, J.; Yamaji, E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*. 24: 517-523. 2005.

Bardgett, R.D., Anderson, J.M., Behan-Pelletier, V., Brussaard, L., Coleman, D.C., Ettema, C., Moldenke, A., Schimel, J.P., Wall, D.H. The influence of soil biodiversity on hydrological pathways and the transfer of materials between terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 4: 421-429. 2001.

Bawa, K.S., Perry, D.R., Beach, J.H. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. I. Sexual systems and compatibility mechanisms. *American Journal of Botany*, v.72, pp.331-45. 1985.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L.S. da; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A. de O. (Ed.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18.

BRAGA, Ricardo Augusto Pessoa. *Avaliação dos instrumentos de políticas públicas na conservação integrada de florestas e águas, com estudo de caso na bacia do Corumbataí – SP*. Escola de Engenharia de São Carlos (EESC). São Paulo, Brasil, 2006.

Bueno, A, S; Bruno, R, S; Pimentel, T, P; Sanaiotti, T, M; Magnusson, W, E. The width of riparian habitats for understory birds in an Amazonian Forest. *Ecological Applications*, 22(2), pp. 722–734. 2012.

Cerri, C.E.P; Easter, M; Paustian, K; Killian, K; Coleman, K; Bernoux, M; Powson, D.S; Batjes, N.H; Milne, E; Cerri, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. *Agriculture Ecosystem Environment*. 122:58-72. 2007.

Cerri, C.E.P.; Sparovek, G.; Bernoux, M.; Easterling, W, E; Melillo, J, M; Cerri, C.C. Tropical agriculture and global warming: Impacts and mitigation options. *Scientia Agricola.*, 64:83-99. 2007.

Clausen, J.C., K. Guillard, C.M. Sigmund, and K.M. Doss. Water Quality Changes from Riparian Buffer Restoration in Connecticut. *Journal of Environmental Quality*. 29:1751- 1761. 2000.

CUNNINGHAM, R.K. The effect of clearing a tropical forest soil. *Journal Soil Science*. 14:334-335, 1963.

Embrapa. 2006. *Qualidade do solo e meio ambiente*, 35p. ISSN 1678-9644.

FAO. 2010. *Global Forest Resources Assesment Update 2005: Terms and definitions*: (www.fao.org/forestry/media/7797/1/0). Acesso em 15/05/2013.

FEARNSIDE, P. M. . Amazonian Deforestation And Global Warming: Carbon Stocks. In Vegetation Replacing Brazil Amazon Forest. *Forest Ecology and Management*. v. 80, n.1-3, p. 21-34, 1996.

Fearnside, P.M. Uso da terra na Amazônia e as mudanças climáticas globais. *Brazilian Journal of Ecology*, 10: 83-100. 2007.

Giese, L.A.B., Aust, W.M., Kolka, R.K., Trettin, C.C. Biomass and carbon pools of disturbed riparian forests. *Forest Ecology and Management*. 180: 493–508. 2003.

1. Greenland, D. J., and Nye, P. H. Increases in the carbon and nitrogen contents
2. of tropical soils under natural forests. *Journal Soil Science*. 10,284-299. 1959.
- 3.

GREENPEACE. *Greenpeace e bioenergia. Março de 2007*. Disponível em: www.greenpeace.org.br/energia/pdf/greenpeacebr_070208_energia_politica_de_biocombustivel.pdf

Hazlett, P.W; Gordon, A.M; Sibley, P.K; Buttle, J.M. Stand carbon stocks and soil carbon and nitrogen storage for riparian and upland forests of boreal lakes in northeastern Ontario. *Forest Ecology and Management*. 219: 56–68. 2005.

Hirsch A I, Little W S, Houghton R A, Scott N A and White J D. The net carbon flux due to deforestation and forest re-growth in the Brazilian Amazon: analysis using a process-based model *Global. Change Biology*. 10, 908–24. 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA) - *Ministério do Meio Ambiente. Brasília-DF, Brasil, 2010*. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/recursos-florestais/areas-tematicas/Acesso> em: 20 out. 2013

Imaflora. *Manual Técnico: Restauração e Monitoramento da Mata Ciliar e da reserva Legal para a Certificação Agrícola - Conservação da Biodiversidade na Cafeicultura / Cláudia Mira Attanasio- Piracicaba, SP: 60 p. 2008*.

IMAZON. Martins, H., Fonseca, A., Souza Jr., C., Sales, M., & Veríssimo, A. *Boletim Transparência Florestal da Amazônia Legal (Abril de 2013)* (p. 13). Belém: Imazon. 2013.

IMESC (Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos). *Indicadores ambientais do Estado do Maranhão*. 37p. 2009

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais e Coordenação de Geografia, *Indicadores de desenvolvimento sustentável*: Brasil 2008. Rio de Janeiro, 2008. 479p.

Intergovernmental panel on climate change - IPCC. Climate change. *Fourth Assessment Report on climate change impacts, adaptation and vulnerability of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Cambridge University. 939p. 2007.

IPCC. *Climate Change 2013: the physical Science basis*. Full report, final draft, 2013. Disponível em: <http://www.climatechange2013.org/images/uploads/WGIAR5_WGI-12Doc2b_FinalDraft_All.pdf>. 2013

Jones, E, B, D; Helfman, G, S, J; Harper O; Bolstad, P, V. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Biology*. 13:1454-1465. 1999.

Kardynal, K, J; Morissette, J, L; Van Wilgenburg, S,L; E.M. Bayne, K, A. Avian responses to experimental harvest in southern boreal mixedwood shoreline forests: implications for riparian buffer management. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(12): 2375-2388. 2011.

Jones, E, B, D; Helfman, G, S, J; Harper O; Bolstad, P, V. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Biology*. 13:1454-1465. 1999.

Lees, A, C; Peres C, A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology*. V 22, 439–449. 2008.

Lowrance R; Sheridan J M. Surface Runoff Water Quality in a Managed Three Zone Riparian Buffer. *Journal Environment Quality*, 34. 2005.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. Island Press. 948 p. 2005.

MELO, A. S.. Diversidade de macroinvertebrados em riachos. In: Cullen, L., Jr.; Rudram, R. & Valladares-Padua, C. orgs. *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, UFPR/Fundação O Boticário. p.69-90. 2003.

Miller, J, R; Wiens, J, A; Hobbs, N, T; Theobald, D, M. Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecological Applications*, 13(4), pp. 1041–1059. 2003.

Miles, L., Kapos, V. [Reducing Greenhouse Gas Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Global Land-Use Implications](#). *Science* 320, 1454-1455. 2008.

Montag, LFA., Smith, WS., Barrella, W., Petrere, M. As influências e as relações das matas ciliares nas comunidades de peixes do estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ecologia*, vol. 1, p. 76-80. 1997.

Montagnini F, Nair PKR. Carbon sequestration: an under-exploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 61–62:281–298. 2004

Moura W, Fukuda J, Lisboa E, Gomes B, Oliveira S, Santos M, De Carvalho A, Martins M. *A reserva Biológica do Gurupi como instrumento de conservação da natureza na Amazônia Oriental*. Pp. 25-31 in Martins M and Oliveira T (eds). *Amazônia Maranhense, diversidade e conservação*. Museu Paraense Emílio Goeldi, 2011.

Moura, D.C. e Schlindwein, C. Mata ciliar do Rio São Francisco como biocorredor para Euglossini (Hymenoptera: Apidae) de florestas tropicais úmidas. *Neotropical Entomology*. 38(2):281-284. 2009.

Nakano, S; Miyasaka, H; Kuhara, N. Terrestrial–aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology*, 80(7): 2435–2441. 1999.

Newbold, J. D; Susan H, B, W; Sweeney, P K; Stephen J, A. Water Quality Functions of a 15-Year-Old Riparian Forest Buffer System. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 46: 299-310. 2010.

NUGEO-UEMA (Núcleo Geoambiental). *Caracterização ambiental do Município de Alcântara*. 2006, 61p.

Olson, D.H., Anderson, P.D., Frissell, C.A., Welsh Jr., H.H., Bradford, D.F. Biodiversity management approaches for stream-riparian areas: perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates and amphibians. *Forest Ecology and Management* 246 (1), 81–107. 2007.

Parejo, Luiz C.. *Biodiversidade e clima da floresta amazônica*. 2010. Disponível em: educacao.uol.com.br/geografia/amazonia.jhtm Acesso em: 20 out 2013.

Post, W.M., Kwon, K.C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*. 6, 317–327. 2000.

Saab, V. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications*, 9(1), pp. 135–151. 1999.

Seaman, B.S., Schulze, C.H. The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understory forest birds. *Biological Conservation*, 143: 391- 398. 2009.

Schilling, K.E; Palmer J.A.; Bettis III, E.A; Jacobson P; Schultz R, C; Isenhart, T,M. Vertical distribution of total carbon, nitrogen and phosphorus in riparian soils of Walnut Creek, southern Iowa. *Catena*, 77(3): 266-273. 2009.

Smith DS, Schweitzer JA, Turk P, Bailey JK, Hart SC, Shuster SM, Whitham TG. Soil-mediated local adaptation alters seedling survival and performance. *Plant and Soil* 352: 243–251. 2012.

Vidon, P; Allan C; Burns D; Duval T, P; Gurwick N; Inamdar S; Lowrance R; Okay J; Scott D; Sebestyen S. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 46(2):278-298. 2010.

Watson, R.T. (Ed.), 2000. Climate Change 2000: Synthesis Report. *Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 2000.

5. Artigo

Impacto da degradação sobre a estrutura e os estoques de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil.

Marcelo L. C. Zelarayán¹, Danielle Celentano², Elivaldo C. Oliveira³, Stefanía P. Triana¹, Danilo N. Sodr ¹, Karold Henry M. Muchavisoy¹, Guillaume X. Rousseau^{1*}.

¹ Agroecology Program, State University of Maranhão (UEMA). Campus Universitário Paulo VI, s/n, Tirirical, 65054-970, São Luís/MA, Brazil, Brazil; tethow_zelarayan@yahoo.com.br, estephye@hotmail.com, danilo_agr@hotmail.com, kmavisoy@agroforestal.udenar.edu.co, guilirous@yahoo.ca

² Amazonian Network for Biodiversity and Biotechnology Program (BIONORTE), Federal University of Maranhão (UFMA). Campus Universitário do Bacanga, Avenida dos Portugueses, 65000-000, São Luís/MA, Brazil São Luís/MA, Brazil; danicelentano@yahoo.com.br

³ Biodiversity and Conservation Program, Federal University of Maranhão (UFMA). Campus do Bacanga, Av. dos Portugueses, s/n, 65000-000, São Luís/MA, Brazil; yava_carlos@yahoo.com.br

* correspondent author

Impacto da degradação sobre a estrutura e os estoques de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil.

RESUMO

Florestas ripárias podem apresentar altos estoques de carbono, entretanto o conhecimento sobre os estoques e o impacto da degradação sobre estes reservatórios dentro do bioma amazônico é incipiente. Neste estudo, nós quantificamos o impacto da degradação florestal sobre a estrutura da floresta e nos principais reservatórios de carbono acima e abaixo do solo em zonas ripárias, localizadas na Amazônia oriental. Nossos resultados apontam uma redução drástica em todos os estoques de carbono impactados pela degradação, os estoques decrescem principalmente quando árvores com DAP>10cm são eliminadas da estrutura da floresta, maiores estoques são encontrados em áreas com árvores com DAP>50cm, as maiores perdas nos estoques foram observadas para os estoques na biomassa viva acima do solo, cerca de $111,77 \pm 67,80$ MgC.ha⁻¹, as perdas nos estoques de carbono abaixo do solo foram de $14,14 \pm 6,10$ MgC.ha⁻¹, no entanto se revelaram como principal reservatório de carbono nas áreas de sucessão vegetal após a degradação do ambiente florestal.

Palavras - chave: sucessão ecológica, serviços ecossistêmicos, carbono do solo.

5.1 Abstract

Impact of degradation on the structure and carbon stocks of riparian forests in the eastern Amazon, Brazil.

Riparian forests can have high carbon stocks, though the knowledge about the stocks and the impact of degradation on these reservoirs within the Amazon biome is incipient. In this study, we quantified the impact of forest degradation on forest structure and major pools of carbon above and below ground in riparian zones, located in the eastern Amazon. Our results demonstrate a drastic reduction in all carbon stocks impacted by degradation, especially when stocks decline trees with DBH > 10cm are eliminated forest structure, higher inventories are found in areas with trees with DBH > 50cm, the largest losses in inventories were observed for the stocks in above-ground live biomass, about $111.77 \pm 67.80 \text{ MgC.ha}^{-1}$, losses in carbon stocks below ground were $14.14 \pm 6.10 \text{ MgC.ha}^{-1}$, however proved to be the main reservoir of carbon in the areas of plant succession after the degradation of the forest environment.

Keywords: ecological succession, ecosystem services, soil carbon.

5.2 INTRODUÇÃO

A Amazônia brasileira representa aproximadamente 30% de toda cobertura de floresta tropical do mundo (FAO 2006). Ela abriga a maior biodiversidade do planeta (Silva et al 2005) e fornece serviços ecossistêmicos fundamentais ao bem-estar humano (MEA 2005), como regulação hidrológica e climática. O papel da floresta amazônica sobre os estoques e o fluxo global de carbono e o equilíbrio climático é imperativo (Houghton et al 2000; Fearnside 2005), no entanto seu desmatamento é a principal fonte das emissões brasileiras de dióxido de carbono (MCT 2010). Além de responder por cerca de 3% das emissões globais na última década (Houghton et al 2005).

A degradação florestal é o resultado de uma ação antrópica que leva à redução da produtividade, da biomassa e da biodiversidade de um ecossistema, sendo geralmente caracterizada pela redução na cobertura de árvores (IPCC 2003, FAO 2010). Números oficiais apontam que 20% da floresta Amazônica já foram desmatados (INPE 2011). As matas ripárias Amazônicas vêm sofrendo um processo de degradação desde o início da colonização Europeia na Amazônia (Porro 1995).

Ainda hoje, são estas zonas que constituem a maior parte da população rural da Amazônia (Pereira 2007), atualmente estas áreas vêm sendo utilizados principalmente para agricultura, devido à alta fertilidade do solo e o acesso facilitado (Junk et al 2000).

A deterioração das matas ripárias é especialmente preocupante porque essas matas funcionam como uma barreira natural que protege os rios da erosão, sedimentação e assoreamento (Corell 2005; Rieger et al 2014), da deposição de agroquímicos (Newbold et al 2010; Vidon et al 2010), além de proporcionar a conservação de peixes (Jones et al 1999), mamíferos (Lees e Peres 2008), aves (Kardynal et al 2011; Bueno et al 2012) e a flora (Barros 2007). As comunidades ribeirinhas igualmente dependem da conservação dessas florestas para manter os seus meios de vida (Wittmann et al 2004).

O armazenamento de carbono nas florestas ripárias é outro serviço ambiental apontado de grande relevância para o equilíbrio do clima (Hazllet et al 2005; Rheinhardt et al 2012). A conservação destas florestas ripárias apresenta grande potencial de manutenção do carbono na biomassa aérea (Xavier 2009) e no solo (Giese et al 2005). No entanto, a degradação destes ambientes seja por fogo ou pela retirada da madeira

34 pode provocar uma perda considerável deste carbono estocado principalmente na
35 biomassa viva acima do solo (Giese et al 2005; Rheinhardt et al 2012).

36 Uma medição detalhada do carbono na porção Leste da Amazônia, onde o
37 conhecimento sobre este é insuficiente, pode contribuir para a geração de modelos de
38 estimativa do carbono mais precisos dentro do bioma Amazônico. A espacialização dos
39 dados é fundamental para gerar modelos globais confiáveis (Nascimento e Laurance
40 2002).

41 Apesar da importância das matas ripárias, ainda existem lacunas relevantes sobre
42 o seu papel no estoque de carbono dos diferentes reservatórios e o impacto da
43 degradação florestal sobre esses estoques. Dessa forma, este estudo visa quantificar os
44 estoques de carbono acima e abaixo do solo de florestas ripárias e avaliar como o efeito
45 da degradação sobre a estrutura da floresta pode influenciar estes reservatórios de
46 carbono.

47 **5.3 MATERIAIS E MÉTODOS**

48 **5.3.1 Área do estudo**

49 Esse estudo foi realizado em duas microbacias hidrográficas (Rio Pepital e do
50 Rio Grande; Figura 1) localizadas entre a latitude 2° 20' e 2° 23'S e a longitude 44° 20'
51 e 44° 30'O, situada ao norte do Estado do Maranhão, no Município de Alcântara, sendo
52 parte do Centro de Endemismo Belém na Amazônia Brasileira (Almeida e Vieira 2010).
53 Estas microbacias fazem parte da grande bacia hidrográfica do Atlântico. Segundo
54 Mendonça Neto et al (2011), o Rio Pepital tem aproximadamente 11 km de extensão,
55 com 17 km² de área de drenagem e o Rio Grande tem aproximadamente 8 km desde a
56 sua nascente até a sua foz, ambas são do tipo exorréica.

57 Nessa localidade vivem comunidades remanescentes de quilombos, agricultores
58 e pescadores. O Rio Pepital é o principal abastecedor de água do município de
59 Alcântara. O clima na região é quente e úmido com temperatura média de 25° C e
60 precipitação entre 1.000 e 1.800 milímetros (Brito e Rego 2001), o clima é descrito com
61 úmido B1 (Thornthwaite 1948) e predominam nestas áreas Latossolos amarelos (Nugeo
62 2006). A área está sob influência de um processo de degradação há séculos. Florestas
63 secundárias jovens dominam a paisagem, mas ainda se encontram remanescentes
64 florestais em bom estado de conservação com árvores de grande porte (Celentano et al
65 2014). A vegetação do rio Pepital varia de florestas ripárias nas áreas altas, florestas

66 alagadas nas partes baixas; enquanto no rio Grande a vegetação é caracterizada por
67 florestas ripárias altas e alagadas e ambos rios apresentam vegetação de mangue na foz.

68 **5.3.2 Escolha das áreas e Desenho experimental**

69

70 Inicialmente foi realizada uma expedição pelo rio Pepital e rio Grande para
71 observar a situação ambiental da vegetação, características da vegetação como estrutura,
72 possibilidade de alagamento, distância do leito do rio, altura da parcela em relação ao
73 leito do rio foram levadas em consideração para a escolha dos níveis de degradação. O
74 rio Pepital e Grande são considerados os dois rios com maior quantidade de áreas
75 conservadas na região.

76 Após uma avaliação em grupo, decidiu-se classificar a vegetação em 4 níveis de
77 degradação, classificadas nas seguintes características: (1) Muito alta - DMA (área
78 aberta, solo aparente ou com algum uso antrópico; ausência de árvores; abertura do
79 dossel > 90%); (2) Alta - DA (área em início de sucessão com capoeira jovem fechada
80 árvores com até 7 metros; abertura do dossel entre 50 e 90%); (3). Média - DM
81 (capoeira em estágio avançado de sucessão, presença de árvores até 15 metros, abertura
82 do dossel < 50%); e (4). Baixa - DB: floresta secundária avançada (presença de árvores
83 com mais de 15m, abertura do dossel < 20% de abertura do dossel). A partir dessa
84 classificação, foram instaladas 24 parcelas permanentes retangulares de 1000m² (50 x
85 20 m), sendo 12 parcelas em cada rio, com 3 repetições dos 4 níveis de degradação (2
86 rios x 4 níveis de degradação x 3 repetições = 24 parcelas).

87

88 **5.3.3 Medições dos estoques de carbono**

89

90 A estimativa do carbono da biomassa acima do solo, da necromassa, raízes e do
91 solo foi realizado em parcelas permanentes retangulares de 1000 m² (50 x 20 m; Fig. 2),
92 dispostas dentro da zona ciliar e inseridas de forma paralela à margem dos rios. A
93 metodologia de coleta e análise dos estoques de carbono foi baseada em estudos
94 realizados no trópico úmido (Brown 2002; Chave et al 2005; Xavier, 2009). Para a
95 instalação das parcelas, piquetes foram distribuídos nos vértices, laterais e ponto central.
96 Cinco subparcelas provisórias de 20m² (4 x 5 m) foram instaladas em cada parcela
97 permanente, sendo estas localizadas ao centro da parcela e intercaladas a cada 5m (Fig.
98 2). Todas as parcelas estudadas foram georreferenciadas.

99 **5.3.4 Biomassa viva acima do solo (BVAS)**

100

101 Toda biomassa viva acima do solo com diâmetro na altura do peito (DAP) > 1
102 cm foi estimada mediante modelos alométricos mono e multiespecíficos desenvolvidos
103 para a região amazônica e trópico úmido (Tabela 1). Para isso, a vegetação foi
104 estratificada em (1) Biomassa arbórea (árvores e lianas com DAP > 10 cm e palmeiras
105 com mais de 2 m de altura do estipe) amostrada em toda a área das parcelas
106 permanentes de 1000 m²; (2) Biomassa arbustiva (árvores e lianas com DAP entre 1 e
107 10 cm e palmeiras com até 2 m de altura) amostrada nas 5 sub-parcelas de 20m²
108 localizadas dentro das parcelas permanentes; (3) Biomassa herbácea (espécies com
109 altura inferior a 1m) amostrada de forma destrutiva em 5 sub-parcelas de 1m² (Figura
110 2). Uma amostra representativa e homogênea da vegetação herbácea foi coletada
111 destrutivamente no campo e seca a 65 °C até atingir peso constante.

112 As árvores grandes (DAP>10 cm) tiveram os diâmetros mensurados através de
113 sutas métricas, quando o DAP não representava a forma e a dimensão da planta optou-
114 se por tomar o diâmetro com paquímetros a 30 cm da base do caule (DB) e
115 posteriormente transformado a DAP baseados nas equações de Gehring et al
116 (2008)(Tabela 1). A altura das árvores foi estimada através de um inclinômetro digital e
117 pelo método visual.

118 A densidade específica (g.cm⁻³) da madeira das espécies arbóreas (DAP > 10cm)
119 identificadas taxonomicamente foi consultada numa base de dados global desenvolvida
120 por Zanne et al (2009), quando não havia nenhuma informação sobre a espécie, utilizou-
121 se a densidade média de zonas periféricas da região amazônica de 0,583 g cm³
122 (Nogueira 2008). A biomassa estimada em cada estrato da vegetação foi somada por
123 parcela e extrapolada a Mg ha⁻¹. Para calcular o estoque de carbono nesta biomassa,
124 multiplicou-se a biomassa total pelo fator 0,50 (IPCC 2007).

125 **5.3.5 Estoques de carbono na Necromassa (CN)**

126

127 Os estoques de carbono da necromassa foram medidos na época seca e incluiu:
128 (1) Serrapilheira (folhas, galhos pequenos, flores e fruto < 2 cm de diâmetro); (2)
129 Madeira morta fina (galhos >2 e < 5 cm de diâmetro); e (3) Madeira morta grossa
130 (árvores mortas em pé e no chão > 5 cm diâmetro).

131 A serrapilheira e os galhos finos foram coletados nas sub-parcelas de 1m², onde
132 se registrou o peso fresco, homogeneizou-se o material e tomou-se uma amostra de
133 500g. Esse material foi seco a 65°C até atingir peso constante e foi calculada a
134 porcentagem de matéria seca. A biomassa das árvores mortas no chão foi estimada pelo
135 método de interceptação plana (Van Wagner 1968) (Tabela 2), sendo percorridos
136 transectos de interceptação de 53,85m perpendiculares as parcelas retangulares (Figura 2).
137 Segundo protocolo IPCC (2007), a densidade da madeira das árvores mortas
138 interceptadas foram classificadas em sólidas (0,60 g cm⁻³), intermediárias (0,42 g cm⁻³)
139 e decompostas (0,23 g cm⁻³) Para a determinação da biomassa das árvores mortas em pé
140 aplicou-se o modelo proposto por Arevalo (2002) (Tabela 2).

141 A concentração de carbono na serrapilheira e na madeira fina foi determinada
142 pelo método de combustão úmida de Walkley-Black (1934), a biomassa da madeira
143 grossa caída no chão e nas árvores mortas em pé foi multiplicada pelo fator de 0,50
144 (IPCC 2007). O carbono destas frações foi extrapolado para Mg C ha⁻¹.

145 **5.3.6 Estoque de carbono abaixo do solo (COS)**

146

147 O estoque de carbono abaixo do solo incluiu: (1) Carbono do solo; e (2) Carbono
148 das raízes finas. As amostras de solo foram retiradas com cilindros metálicos de volume
149 aproximado de 240 cm³ em duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm) em cada sub-
150 parcela de 1m² (Fig. 2) (Kirby K R e Potvin C 2007). Primeiramente, foi separado 40g
151 de solo para a determinação da umidade após secagem a 105 °C por 48 horas e
152 posteriormente a densidade do solo.

153 As amostras de solos foram secas ao ar, passadas em peneiras de 2mm e as
154 amostras de cada parcela foram homogeneizadas para formar uma amostra composta na
155 qual foi determinado o carbono orgânico pelo método de combustão úmida de Walkley
156 e Black (1934). O estoque de carbono em Mg C ha⁻¹ nas camadas de 0-10 e 10-20 cm
157 foi calculado aplicando a seguinte fórmula: % C* (média de densidade aparente da
158 parcela em g cm⁻³)*(profundidade da camada em cm) (Kumar e Nair 2002).

159 Para a determinação da biomassa de raízes finas (>2mm) nos diferentes
160 tratamentos, foram realizadas cinco amostragens de solo nas subparcelas de coleta de
161 solo (Figura 2), a coleta foi feita com anel volumétrico de aproximadamente 240cm³
162 nas camadas de 0-10 e 10-20cm do solo, as raízes vivas foram lavadas e separadas em
163 uma peneira de malha de abertura de 2,0 mm. As raízes assim obtidas foram

164 acondicionadas em sacolas de papel, secas em estufa a 65 °C e pesadas, para a
165 determinação do peso da biomassa seca. Usou-se a concentração de 50% de carbono
166 para o cálculo do estoque de carbono nesta fração (IPCC 2007).

167 **5.3.7 Carbono total do sistema (CT)**

168

169 O estoque de carbono por unidade de área e uso do solo foi estimado como $CT =$
170 $BVAS + CN + COS$ ($Mg\ C\ ha^{-1}$). Onde $CT =$ Estoque de carbono total no sistema,
171 $BVAS =$ Estoque de carbono na biomassa viva acima do solo, $CN =$ Estoque de carbono
172 na necromassa e $COS =$ Estoque de carbono no solo.

173 **5.3.8 Estrutura da vegetação**

174

175 Para cada grupo de sistema calculou-se a distribuição do carbono dentro da
176 vegetação ($MgC\ ha^{-1}$) e a densidade de caules ($caules/ha^{-1}$) separados em classes
177 diamétricas de 1-10, 10-30, 30-50 e > 50 cm DAP.

178 **5.3.9 Análises estatísticas**

179

180 A normalidade dos dados foi avaliada com testes de *Kolmogórov Smirnov* e a
181 homogeneidade da variância com teste de Cochran e Barillet (Legendre 2000), utilizando
182 dados transformados (Ln , $Ln+1$) quando necessário.

183 O efeito da degradação das matas ciliares sobre o estoque de carbono foi
184 avaliado através de Análises da variância (ANOVA), com dois fatores: rios e nível de
185 degradação e a interação entre eles. Aplicou-se o teste e comparação de médias LSD de
186 Fisher ($\alpha 0.05$) com o software estatístico INFOSTAT (Di Renzo e Casanoves 2011).
187 Foram realizadas regressões lineares para determinar relações entre os estoques de
188 carbono.

189 Para uma análise multivariada se utilizou uma análise de componente principais
190 entre classes (ACP-C) o efeito dos níveis de degradação sobre os estoques de carbono.
191 As análises foram realizadas com o programa Infostat (Di Renzo e Casanoves 2011). Os
192 dados de abundância e distribuição do carbono nas diferentes classes diamétricas não
193 obtiveram a homogeneidade da variância e normalidade e, portanto são apresentados de
194 forma descritiva.

5.4 RESULTADOS

Carbono total

O estoque total de carbono apresentou diferenças significativas entre os dois rios estudados ($F = 23,76$; $p=0,0002$), entre os quatro níveis de degradação ($F= 45,02$; $p<0,0001$) e houve efeito da interação rio*nível de degradação ANOVA ($F = 17,70$; $P<0,0001$). No geral, o Rio Pepital apresenta um estoque total de carbono ($79,56 \pm 85,37 \text{ MgC.ha}^{-1}$) superior ao Rio Grande ($44,97 \pm 33,80 \text{ MgC.ha}^{-1}$). Com relação aos quatro níveis de degradação estudados, foi verificado que quanto maior o grau de perturbação menor o estoque de carbono (Figura 3).

O nível de degradação muito alta (DMA) apresentou o menor estoque total de carbono ($19,35 \pm 2,45 \text{ MgC.ha}^{-1}$), sendo seguido da degradação alta (DA = $26,34 \pm 3,24 \text{ MgC.ha}^{-1}$), degradação média (DM = $48,1 \pm 11,61 \text{ MgC.ha}^{-1}$) e degradação baixa (DB = $155,27 \pm 73,86 \text{ MgC.ha}^{-1}$). Comparando as áreas com nível de degradação muito alto com aquelas consideradas com degradação baixa, observa-se que com a degradação do sistema florestal houve uma perda de carbono na ordem de $135,92 \pm 72,51 \text{ MgC.ha}^{-1}$, o que representa uma perda de 87,5% do carbono total.

Verificou-se que o carbono da biomassa viva acima do solo (CBVAS) das áreas com menores graus de perturbação (DB) foi o componente que mais contribuiu com o estoque total $68,83 \pm 13,52\%$, seguido pelo estoque de carbono do solo $23,54 \pm 11,28\%$ e da necromassa $7,61 \pm 3,45\%$. No entanto, nos níveis de degradação DM, DA e DMA os estoques de carbono abaixo do solo foram os que mais contribuíram para estoque de carbono total, respondendo respectivamente por $46,44 \pm 10,71\%$; $68,03 \pm 25,55\%$ e $81,67 \pm 12,85\%$ de todo o carbono do sistema.

Carbono na biomassa viva acima do solo (CBVAS)

O estoque de carbono na biomassa viva acima do solo (CBVAS) apresentou diferenças significativas entre os dois rios estudados ($F = 40,04$; $P<0,0001$), entre os quatro níveis de degradação ($F = 58,25$ e $p < 0,0001$) e houve efeito da interação rio*nível de degradação ($F=27,35$; $p< 0,0001$).

O Rio Pepital estocou em sua biomassa aérea $53,48 \pm 74,07 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e o Rio Grande estocou $19,27 \pm 25,06 \text{ MgC.ha}^{-1}$. Com relação aos níveis de degradação, foi observado que o nível de degradação baixa (DB) detém os maiores estoques de carbono com $114,43 \pm 68,69 \text{ MgC.ha}^{-1}$, o nível com média degradação (DM) aponta $22,45 \pm 10,44 \text{ MgC.ha}^{-1}$, degradação alta (DA) mostra $5,98 \pm 5,98 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e degradação muito

229 alta (DMA) aporta $2,66 \pm 2,66 \text{ MgC.ha}^{-1}$ (Tabela 2). Comparando o estoque no DMA e
230 DB observa-se que o processo de degradação leva a uma perda de carbono na BVAS da
231 ordem de $111,77 \pm 67,80 \text{ MgC.ha}^{-1}$, o que representa uma perda de 97,68%.

232 O carbono do componente arbóreo (DAP>10 cm) apresenta diferenças
233 significativas entre os níveis de degradação ($F = 56,18$; $p < 0,0001$), sendo que a maior
234 representatividade desta fração foi encontrada nas áreas mais conservadas, este
235 componente representa $91,39 \pm 3,74\%$ do C na BVAS no nível de degradação baixa
236 (DB).

237 Na degradação média (DM) este percentual de contribuição é de $61,40 \pm$
238 $26,71\%$ para o C na BVAS. A degradação levou a eliminação completa desse
239 componente nos níveis DA e DMA. As arvoretas representam o segundo maior estoque
240 de carbono da BVAS. O nível DMA apresenta o menor o estoque entre os níveis de
241 degradação $0,34 \pm 0,26 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e difere estatisticamente dos outros níveis de
242 degradação. A degradação média (DM), DA e DB tem estoques de $4,98 \pm 1,53 \text{ MgC.ha}^{-1}$,
243 $4,95 \pm 2,73 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e $3,17 \pm 1,54 \text{ MgC.ha}^{-1}$ respectivamente. Importante ressaltar
244 que esta fração corresponde a $82,30 \pm 5,66\%$ e $28,63 \pm 19,20\%$ do C da BVAS nas
245 degradações DA e DM. A degradação do ambiente levou a uma perda de $2,82 \pm 1,58$
246 MgC.ha^{-1} no estoque das arvoretas.

247 Herbáceas se destacam como terceiro grupo que mais contribui com os
248 estoques de carbono na BVAS, os níveis de degradação com maiores estoques são
249 DMA $1,51 \pm 0,94 \text{ MgC.ha}^{-1}$ seguido de DA, DB e DM com $0,98 \pm 0,47 \text{ MgC.ha}^{-1}$; $0,82$
250 $\pm 0,33 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e $0,57 \pm 0,27 \text{ MgC.ha}^{-1}$ respectivamente. O estoque de C nas herbáceas
251 nas áreas DMA e DM representam $63,60 \pm 26,06\%$ e $17,29 \pm 1,82\%$ do C na BVAS.
252 Foram observadas diferenças significativas neste componente entre os níveis de
253 degradação ($F = 1,73$; $p = 0,1721$). A alteração do ambiente levou a um aumento de $0,69$
254 $\pm 0,63 \text{ MgC.ha}^{-1}$ nos estoques de carbono desse grupo em comparação com florestas
255 conservadas.

256 O grupo das palmeiras apresenta diferenças significativas entre os níveis de
257 degradação ($F = 5,75$ e $p = 0,0018$). DMA, DA, DM e DB contribuem com $0,8 \pm 1,96$
258 MgC.ha^{-1} ; $0,05 \pm 0,12 \text{ MgC.ha}^{-1}$; $2,2 \pm 3,34 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e $4,35 \pm 4,39 \text{ MgC.ha}^{-1}$ para o
259 estoque de C na BVAS. Apesar do baixo estoque de C na DMA, elas representam $12,32$
260 $\pm 30,19\%$ do seu estoque na BVAS. Com a degradação, os estoques de carbono foram
261 diminuídos em $3,59 \pm 5,28 \text{ MgC.ha}^{-1}$. Cipós representam a menor contribuição para o

262 estoque de C entre os tratamentos e não diferiram estatisticamente entre nenhum nível
263 de degradação. (Figura 2).

264 Na figura 6A e 6B, observamos que a soma dos estoques de carbono na biomassa viva
265 acima do solo (BVAS) tem forte correlação com a soma dos estoques da necromassa
266 ($r^2=0,50$, $p < 0,001$) e também apresentam correlação positiva com a soma dos estoques
267 abaixo do solo ($r^2=0,52$; $p < 0,001$).

268

269 **Carbono na Necromassa (CN)**

270 Não foram observadas diferenças estatísticas entre os estoques de carbono na
271 necromassa total dos rios Pepital ($5,40 \pm 6,69 \text{ MgC.ha}^{-1}$) e Grande ($3,86 \pm 3,60 \text{ MgC.ha}^{-1}$).
272 A interação rio*degradação apresentou significância ($F=3,18$ e $p < 0,05$). As florestas
273 mais conservadas apresentam os maiores estoques de carbono na necromassa (tabela 2).
274 A soma de todos os componentes aponta diferenças significativas entre os níveis de
275 degradação e a eliminação da floresta leva a uma perda de carbono na necromassa de
276 $10,01 \pm 6,13 \text{ MgC.ha}^{-1}$, o que corresponde a uma perda de 91,34%.

277 Com exceção das árvores mortas em pé, todos os componentes da necromassa
278 apresentaram diferenças significativas entre os níveis de degradação (Tabela 2). O nível
279 de degradação baixa (DB) apresenta os maiores estoques de necromassa em todos os
280 componentes pesquisados (Figura 3). Árvores mortas caídas no chão apresentam $7,02 \pm$
281 $7,58 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e representam $52,72 \pm 27,94\%$ do seu estoque dentro da necromassa, o
282 componente da serrapilheira compõem ainda $36,13 \pm 18,30\%$ do seu estoque. Os
283 estoques de carbono das árvores caídas no chão diminuíram em $6,66 \pm 6,76 \text{ MgC.ha}^{-1}$
284 com a degradação do ambiente florestal.

285 A serrapilheira no nível de degradação muito alta (DMA) apresenta $0,36 \pm 0,20$
286 MgC.ha^{-1} e corresponde a $84,28 \pm 38,49\%$ do estoque de C na Necromassa, a
287 degradação média (DM) tem seu estoque de $2,97 \pm 0,78 \text{ MgC.ha}^{-1}$ e esta fração
288 representa $78,81 \pm 17,53\%$ de todo o seu estoque da necromassa total. o nível de
289 degradação alta (DA) tem seu estoque composto por 100% do estoque da serrapilheira.
290 A degradação diminuiu os estoques da serrapilheira em $2,69 \pm 1,55 \text{ MgC.ha}^{-1}$.

291 Galhos finos representam $6,08 \pm 14,88\%$ do estoque da degradação muito alta
292 (DMA), $10,51 \pm 5,88\%$ na degradação média (DM) e $8,15 \pm 6,61\%$ na degradação baixa
293 (DB), não foram registrados estoques desta fração e das árvores mortas em pé para o
294 nível de degradação DA. A degradação diminuiu os estoques de galhos finos em $0,48 \pm$
295 $0,28 \text{ MgC.ha}^{-1}$.

296 Na figura 6C observa-se uma correlação positiva entre a soma dos componentes da
297 necromassa e dos estoques abaixo do solo ($r^2=0,54$; $p<0,001$).

298

299 **Carbono abaixo do solo (COS)**

300 Não foram verificadas diferenças significativas para os estoques de carbono
301 abaixo do solo entre os rios ($p=0,44$) e tampouco interação rio*degradação ($p=0,85$). No
302 entanto, o estoque de carbono abaixo do solo é significamente maior nas áreas mais
303 conservadas ($F=7,54$; $p = 0,0004$), tanto os estoques de carbono nas raízes finas quanto
304 os estoque de carbono no solo mostram clara diminuição em função da degradação da
305 floresta (Figura 3). O impacto sobre a floresta ocasiona uma perda de $14,14 \pm 6,10$
306 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ representando uma redução no estoque de 47,28%.

307 Raízes finas ($<2\text{mm}$) apresentam diferenças estatísticas entre os níveis de
308 degradação, DB apresenta estoque de $2,31 \pm 0,86 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, valores menores foram
309 encontrados nas áreas mais degradadas (Tabela 2), DM apresenta estoque de $1,78 \pm 0,24$
310 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, DA de $1,26 \pm 0,41 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ e DMA de $0,99 \pm 0,46 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$.

311 O estoque de carbono no solo é significante maior no nível de baixa
312 degradação (DB) com $27,57 \pm 4,35 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, DM tem $19,87 \pm 3,42 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, DA
313 apresenta $16,59 \pm 2,79 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ e $14,76 \pm 3,22 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$.

314 A degradação afetou significativamente os estoques de C abaixo do solo, as
315 perdas de C foram de $1,33 \pm 0,86 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ nas raízes finas e de $12,81 \pm 5,96 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$
316 no solo. O estoque de carbono total abaixo do solo é maior nas áreas mais conservadas
317 $29,88 \pm 4,35 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ e difere estatisticamente dos outros usos do solo, DMA apresenta
318 o menor estoque deste componente entre os níveis de degradação com $15,74 \pm 2,78$
319 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$.

320 A contribuição dos estoques de carbono abaixo do solo (COS) para o estoque
321 total de carbono (CT) nas vegetações em sucessão DA e DMA é maior que os estoques
322 de carbono que ficam acima do solo (CBVAS e CN), cerca de $81,67 \pm 13,46\%$ e $68,29 \pm$
323 $9,91\%$ respectivamente.

324 A (ACP-C) análise dos componentes principais entre classes (figura 3) revelou
325 que o efeito do da degradação no rio Pepital, explica 61,3% da variância entre as
326 variáveis. No componente 1, se posicionaram os níveis de degradação do mais
327 degradado para o menos degradado no sentido da esquerda para a direita. No
328 componente 2 atribuído aos reservatórios de carbono se observa uma aglomeração das

329 variáveis que contribuem com os maiores estoques de carbono, no sentido de cima para
330 baixo, o componente 2 explica a variância de 24,8% dos dados.

331 O rio Grande apresenta semelhança nos resultados com o rio Pepital (figura 4),
332 o componente principal-1, atribuído aos efeitos da degradação explica a variância de
333 71,5% dos dados, e o componente principal-2, também atribuído aos reservatórios de
334 carbono explica a variância de 27,4% do resultado.

335 Em ambos os resultados observamos uma clara aglomeração entre as variáveis
336 que mais contribuem com os estoques de carbono (Necromassa, Solo e Árvores>10),
337 próximas ao nível de degradação baixa (DB), enquanto herbáceas se aproxima do nível
338 de degradação DMA, arvoretas, serrapilheira e cipós ficam próxima das áreas em
339 sucessão (DM).

340 Na tabela 3, observa-se a abundância de árvores com DAP>1cm nos rios
341 Pepital e Grande distribuídas classes diamétricas nos diferentes níveis de degradação.
342 As classes diamétricas de árvores com DAP>1<10cm são mais abundantes nas áreas de
343 degradação muito alta (DMA), com maior abundância no rio Pepital do que no grande.
344 Observa-se ainda uma diminuição na abundância dessa classe em função do aumento da
345 conservação das áreas, este efeito ocorre independente do rio.

346 A degradação muito alta (DMA) e alta (DA) leva a eliminação completa das
347 árvores nas outras classes diamétricas, as classes diamétricas >10<30 e >30<50 são
348 mais abundantes nos níveis de degradação baixa (DB), apenas neste nível de degradação
349 é possível encontrar árvores com DAP>50cm, o rio Pepital encontra com a maior
350 abundância de árvores nestas classes.

351 Apesar de uma maior abundância de árvores com DAP>1<10 nos níveis de
352 degradação DA e DM (figura 7a), é baixa a contribuição deste componente para a
353 formação dos estoques de carbono nas áreas conservadas (tabela 4), na DM do rio
354 Pepital este componente contribui com menos de 5% do carbono total desta área, e na
355 área DB esta fração representa menos de 1% do carbono total, as árvores com DAP >
356 50cm apesar da baixa abundância representam cerca de 46% do carbono na degradação
357 baixa (figura 7a).

358 No rio Grande os resultados são semelhantes, árvores com menor classe de
359 diâmetro representam cerca de 3% do carbono na DM e 1% na DB, árvores com DAP >
360 10<30 representam a classes com maior contribuição de carbono no nível de degradação
361 baixa, cerca 41%, árvores com DAP > 50cm representam 23% da formação do estoque
362 de carbono (figura 7b).

5.5 DISCUSSÃO

363

364

365 As florestas em pé são importantes para a manutenção dos estoques de carbono
366 (IPCC 2000; Yude Pan et al 2011), pelo contrário sua eliminação pode acarretar em
367 altas emissões de gases poluente para a atmosfera, somente no Brasil, as emissões de
368 gases pela a eliminação das florestas correspondeu a 22% das emissões totais no final da
369 última década (MCT 2013), a degradação da floresta Amazônica foi responsável por
370 50,3% destas emissões. Se incluirmos nesta estimativa as emissões do setor
371 agropecuário, principal uso do solo após a derrubada da floresta Amazônica (Fearnside
372 2005), este índice chega a 77% do total das emissões dos gases de efeito estufa no
373 Brasil (MCT 2013).

374 Dentro das florestas é crucial a conservação das árvores grandes para a
375 manutenção dos altos estoques de carbono (Malhi et al 2006; Rheinhardt et al 2012),
376 são elas o componente principal, que proporcionam amplos reservatórios de carbono na
377 Amazônia (Sist et al 2014), neste estudo elas são responsáveis pelo estoque de mais de
378 90% de contribuição dentro da biomassa aérea.

379 Estas árvores grandes têm ainda a função de formar outros estoques de carbono
380 como a necromassa, através da morte de árvores grandes e da produção de serrapilheira
381 (Delaney et al 1998; Chambers et al 2000; Carmona et al 2002; Nascimento e Laurance
382 2002), além dos estoques de carbono abaixo do solo, com a maior produção de raízes e
383 formação de agregados com material vegetal proveniente da necromassa (Sizer 1992;
384 Chambers et al 2000). A eliminação da biomassa viva acima do solo altera todo o
385 processo na dinâmica de retroalimentação entre os estoques de carbono.

386 Diversos estudos têm apontado estoques de carbono semelhante ao nosso em
387 matas ripárias conservadas da Amazônia. Almeida et al (2004) encontraram estoques de
388 107,5 MgC.ha⁻¹ na Amazônia Oriental , na Amazônia Central, 119,5 (Xavier 2009) e
389 estoques entre 97,5 até 187,5 MgC.ha⁻¹ forma encontrados por Malhi et al (2006) na
390 porção ocidental da Amazônia. Estes estudos levam em consideração apenas árvores
391 com DAP>10cm.

392 A conversão dessas zonas ciliares para agricultura ou pecuária, principais usos
393 do solo após a derrubada da floresta atualmente (Higuchi et al 1994; Godar et al 2012),

394 põe em risco uma vegetação protetora da água (Newbold et al 2010; Vidon et al 2010).
395 Apenas 3% de todo o território amazônico é considerado de várzea (Ayres 1993), no
396 entanto mesmo protegido por Lei nº 12.651 pelo novo código florestal, estas áreas
397 sofrem intenso processo de degradação.

398 A abertura do dossel promove a exposição do solo às altas temperaturas e a
399 radiação, ocasionando a oxidação da matéria orgânica do solo (Greenland e Nye 1959;
400 Cunningham 1963; Bayer e Mielniczuk 2008). A eliminação da matéria orgânica do
401 solo, impacta ainda sobre a comunidade de organismos do solo (Rantalainen et al
402 2004), este efeito é igualmente sentido em matas ciliares (Bedison et al 2013;
403 Vasconcellos et al 2013). São estes animais que realizam o processo de formação do
404 solo, formação de micro e macro agregados, aumento da porosidade e da função hídrica
405 do solo (Lavelle e Spain 2001).

406 Sobre os estoques de carbono no solo, ainda é interessante notar, que os estoques
407 nestas matas ripárias conservadas de 27,57 MgC.ha⁻¹ são superiores aos de florestas de
408 terra firme da região Amazônica. Na Amazônia oriental, foram encontrados estoques de
409 25,1 MgC.ha⁻¹ (Mavisoy 2013), na Amazônia meridional os estoques foram de 27,2
410 MgC.ha⁻¹ha (Filho et al 2007); 22,7 MgC.ha⁻¹ (Moraes et al 2002); 25,3 MgC.ha⁻¹
411 (Barbosa e Fearnside 2003) e 25,9 MgC.ha⁻¹ (Salimon et al 2009) na mesma
412 profundidade. As altas taxas de umidade e a redução do oxigênio nos solos ripários
413 ocasiona uma redução da decomposição de materiais vegetais o que provoca os altos
414 estoques de carbono (Moyano et al 2013; Von Haden e Dornbush 2014).

415 De uma forma geral é grande o potencial de estoque de carbono em solos
416 tropicais (Lal 2005), com o aumento da profundidade na amostragem, apresentam
417 estoques superiores a vegetação (Fearnside 2000; Fearnside 2003), por isso torna-se
418 evidente estratégias que auxiliem na manutenção destes estoques.

419 A eliminação do dossel promove um efeito na estrutura da vegetação, arvoretas
420 se aproveitam da maior quantidade de luz para expressar maior abundância e biomassa
421 (Gómez-Pompa e Vasquez-Yanes 1976), a entrada de luz nas zonas degradadas permite
422 ainda o maior desenvolvimento da vegetação herbácea em relação a florestas maduras
423 (Muzika et al 1987; Giese et al 2005)

424 Palmeiras mostra grande amplitude de colonização na região amazônica e são
425 considerados o grupo mais dominante de toda flora amazônica (Steege et al 2013), estão
426 presentes tanto em áreas degradadas quanto conservadas (Gehring et al 2011), A
427 eliminação da vegetação não adaptada ao fogo pode oferecer condições ideais para a

428 dominância de palmeiras na Amazônia (Gehring et al 2011). A dominância das
429 palmeiras também está ligada com o seu potencial em fornecer subprodutos de forma
430 contínua às comunidades, além do seu baixo valor madeireiro (Nascimento 2009).

431 As altas variabilidades nos estoques de carbono entre os rios e entre os níveis de
432 degradação dos nossos dados são considerados comuns, em um ambiente de alta
433 heterogeneidade como a floresta Amazônia, (Nascimento e Laurance 2002; Castilho et
434 al 2006). Portanto é necessário ter cuidado ao elaborar índices globais de estoques de
435 carbono para todo o bioma amazônico a partir de poucos dados inventariados e não
436 suficiente espacializados para toda a região (Nascimento e Laurance 2002). Avaliações
437 precisas no campo, como neste estudo, podem fornecer subsídios que auxiliem em uma
438 maior precisão na formulação de futuros modelos que visem o monitoramento da
439 vegetação através do NDVI e NVI (Matos e Kirchner 2007).

440 A degradação das matas ciliares Amazônicas têm-se demonstrado uma questão
441 de sobrevivências das comunidades rurais, é para a agricultura que estas terras são
442 convertidas (Junk et al 2000), nos rios deste estudo a agricultura também é o maior
443 responsável pela degradação destas florestas (Celentano et al 2014). Portanto um
444 processo de restauração destas zonas devem preferencialmente incluir políticas que
445 utilizem o uso agrícola sustentável destas áreas.

446 As agroflorestas estão incluídas no novo Código Florestal Brasileiro, como uma
447 alternativa para a restauração de matas ciliares (Lei nº 12.651- sendo limitado o uso
448 madeireiro). Este uso do solo possibilita uma rápida recuperação da biomassa florestal
449 além de possibilitar a exploração parcial dos recursos. A associação aos créditos de
450 carbono dessas áreas tem se mostrado uma alternativa para a restauração florestal
451 (Thangata e Hildebrand 2012; Minang et al 2014).

452 Para reduzir o avanço da degradação nos sistemas florestais os projetos de
453 REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) tem sido uma
454 estratégia atual para zonas amazônicas com características de intenso processo de
455 degradação. Estes projetos priorizam a manutenção e recuperação dos estoques de
456 carbono a longo prazo nas florestas (Claplow et al 2012; Besten e Verkooijen 2014), de
457 forma indireta contribuem para a continuação dos diversos serviços ambientais que são
458 prestados por estas florestas (Gardner et al 2012).

459

460

461

462

5.6 CONCLUSÃO

463

464

465

466

467

468

469

470

471

472

473

As vegetações ripárias apresentam grande potencial para armazenar carbono, principalmente quando árvores grandes estão conservadas. A degradação do sistema florestal leva a perdas consideráveis de carbono em todos os estoques de carbono estudados (Biomassa viva acima do solo, Necromassa e abaixo do solo). Estoques de carbono abaixo do solo se mostram menos sensíveis às perturbações no ambiente ciliar a longo prazo e representam os maiores estoques de carbono nas áreas degradadas ou em início de sucessão ecológica. Este estudo reafirma a necessidade da conservação e da restauração destes ambientes para a manutenção e a captura do carbono, como forma de reduzir as emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera.

474

5.7 AGRADECIMENTOS

475

476

477

478

479

480

481

482

483

484

485

486

487

488

489

490

491

492

Nós agradecemos a FAPEMA (Fundação de Amparo á pesquisa e ao desenvolvimento científico e tecnológico do Maranhão), pelas bolsas de mestrado e doutorado e pelo financiamento desta pesquisa através do Edital Universal No. 01/2012. Agradecemos ainda a todos colaboradores do trabalho no campo das comunidades Pepital e Só Assim, em especial ao agricultor João Maleta, por compartilhar seus conhecimentos práticos e teóricos sobre as matas ciliares. Aos estudantes do curso de Agronomia da Universidade Estadual do Maranhão que apoiaram a pesquisa durante todas as fases. A Marilda Mascarenhas, Claudio Farias e a Oficina de comunicação e arte (OCA) pelo apoio logístico nas fases de campo.

493

494 5.8 REFERÊNCIAS

495

496 Almeida, S. S., Amaral, D. D., Silva, A. S. L. 2004. Análise florística e estrutura de
497 florestas de Várzea no estuário amazônico. *Acta Amazonica* 34: 513-524.

498 Almeida, de A.S. e Vieira, I.C.G. 2010. *Centro de endemismo Belém: status da*
499 *vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e*
500 *restauração ecológica*. REU Sorocaba, 36: 95-111.

501

502 Arevalo, A. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes usos da terra.
503 Colombo: Embrapa Floresta, Documento 73. 2002.

504 Ayres, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá: Médio Rio Solimões. *Sociedade*
505 *civil Mamirauá*. v.1, 123p. Brasília, DF.

506

507 Barbosa, R.i. ; Fearnside, P. M. 2003. Burning of pasture in Amazonia: Short-term
508 changes in soil carbon stocks. *Brazilian Journal of Ecology*, Rio Claro-SP. 8: 11-16.

509 Barros, M. N. R. 2007. *Mudanças florísticas e estruturais durante o processo de*
510 *degradação de florestas ripárias no Sudeste do Estado do Pará, Brasil*. Dissertação de
511 Mestrado, UFRA, 2007. 65 p.

512 Mielniczuk J; Bayer C. Dinâmica e função da
513 matéria orgânica. In: Santos, G. de A.; Silva, L.S. da; Canellas, L.P.; Camargo, F.A. de
514 O. (Ed.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e*
515 *subtropicais*. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18.

516 Bedison, J, E.; Scatena, F N.; Mead, Jerry V. 2013. Influences on the spatial pattern of
517 soil carbon and nitrogen in forested and non-forested riparian zones in the Atlantic
518 Coastal Plain of the Delaware River Basin. *Forest Ecology and Management*.

519

520 [Besten, J, W; Verkooijen, P. 2014. The evolution of REDD+: An analysis](#)
521 [of discursive-institutional dynamics. *Environmental Science e Policy*.](#)
522 [35: 40–48.](#)

523 Brown, S. 2002. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-
524 based projects. *Philosophical Transactions Royal Soceiety*. 360: 1669-1684.

525 Brito, C.M.S. de Rego, M.M.C. 2001. Community of male Euglossini bees
526 (Hymenoptera: Apidae) in a secondary forest, Alcântara, MA, Brazil. *Brazilian Journal*
527 *Biology*. 61 : 631-638.

528 Bueno, A, S; Bruno, R, S; Pimentel, T, P; Sanaiotti, T, M; Magnusson, W, E. 2012. The
529 width of riparian habitats for understory birds in an Amazonian Forest. *Ecological*
530 *Applications*, 22:.722–734.

531

- 532 Carmona M, R; Armesto J, J; Aravena J C; Perez C,A. 2002. Coarse woody debris
533 biomass in successional and primary temperate forests in Chiloe Island, Chile. *Forest*
534 *Ecology and Management*. 164: 265-275.
535
- 536 Castilho, C, V; Mangusson, W, E; Araujo, N, O; Luizão, R, C, C. Luizão, F, J. Lima, A,
537 P; Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian
538 Forest: Effects of soil and topography, *Forest Ecology and Management*. 234: 85-96.
539
- 540 Celentano, D ; Rousseau, G, X ; Engel, V, L ; Façanha, C, L ; DE Oliveira, E, M ; de
541 Moura, E, G . 2014. Perceptions of environmental change and use of tradicional
542 knowledge to plan riparian Forest restoration with relocated communities in Alcantara,
543 Eastern Amazon. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*. 10: 11
544
- 545 Correll, D.L. 2005. Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological*
546 *Engineering*. 24: 433–439.
547
- 548 Chave, J., Andalo, C., Brown, S., *et al.* 2005. Tree Allometry and improve estimation of
549 carbon stocks and balance in tropical forest. *Ecosystem Ecology*. 145: 87-99.
- 550 Chambers, J. Q., Higuchi, N., Schimel, J. P., Ferreira, L. V., Melack, J. M. 2000.
551 Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests do the central
552 Amazon. *Oecologia* 122: 380-388.
553
- 554 Caplow, S; Jagger, P; Lawlor, K; Sills, E. 2012. Evaluating land use and
555 livelihood impacts of early forest carbon projects: Lessons for learning
556 about REDD+. *Environmental Science and Policy*. 14: 152–167.
- 557
- 558 Cunningham, R.K. 1963. The effect of clearing a tropical forest soil. *Journal Soil*
559 *Science.*, 14:334-335.
560
- 561 Delaney, M., Brown, S., Lugo, A., Torres-Lezama, A., Quintero, N. B. 1998. The
562 quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of
563 Venezuela. *Biotropica*. 30: 2-11.
564
- 565 DI Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W.
566 InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, *Universidad Nacional de Córdoba,*
567 *Argentina*. URL <http://www.infostat.com.ar>
- 568 FAO. 2006. Forest Resources Assessment 2005: Progress Towards Sustainable Forest
569 Management. *FAO Forestry Paper* 147. FAO, Rome, Italy
570
- 571 FAO. 2010. *Global Forest Resources Assesment Update 2005: Terms and definitions:*
572 (www.fao.org/forestry/media/7797/1/0). Acesso em 15/05/2013.
573
- 574
- 575 Frangi JL, Lugo AE. 1985. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest.
576 *Ecological Monographs*. 55: 351-369.

- 577 Fearnside, P.M. 2000. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas
578 emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting
579 cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change*. 46: 115-158.
- 580 Fearnside, P.M. Emissões de gases de efeito estufa oriundas da mudança do uso da terra
581 na Amazônia brasileira. In: *A Floresta Amazônica nas Mudanças Globais*. Instituto
582 Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA, Manaus, Amazonas, Brasil. 134 p. 2003. p.
583 45-68
- 584 Fearnside, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and
585 Consequences. *Conservation Biology*, 19: 680-688.
- 586 Filho Novaes, J.P.; Selva, E.C.; Couto, E.G.; Lehmann, J.; Johnson, M.S.; Riha, S.J.
587 2007. Distribuição espacial de carbono em solo sob floresta primária na Amazônia
588 meridional. *Revista Árvore*, 31: 83-92.
- 589
590 Houghton, R.A.; Skole, D.L.; Nobre, C.A.; Hackler, J.L.; Lawrence, K.T.; and
591 Chomentowski, W.H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in
592 the Brazilian Amazon. *Nature*, 403: 301–304.
- 593 Gardner T A *et al* . 2012 A framework for integrating biodiversity concerns into
594 national REDD+ programmes. *Biology Conservation*. 154: 61–71.
- 595 Gehring, C., Zelarayan, M., Almeida, R. 2011. Allometry of the babassu palm growing
596 on a slash-and-burn agroecosystem of the eastern periphery of Amazonia. *Acta*
597 *Amazonica*. 41: 127-134.
- 598 Gehring, C., Park, S., Denich, M. 2004. Liana allometric biomass equation for
599 Amazonian primary and secondary forest. *Forest Ecology and Management*. 195: 69-
600 83.
601
- 602 Gehring, C., Park, S., Denich, M. 2008. Close relationship between diameters at 30cm
603 height and at breast height (DBH). *Acta Amazonica*. Manaus.
- 604 Giese, L.A.B., Aust, W.M., Kolka, R.K., Trettin, C.C., 2003. Biomass and carbon pools
605 of disturbed riparian forests. *Forest Ecology and Management*. 180: 493–508.
606
- 607 Godar, J., J. Tizado, and B. Pokorny. 2012. Who is responsible for deforestation in the
608 Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil.
609 *Forest, Ecology and Management* 267:58-73.
610
- 611 Gómez-Pompa, A.; Vázquez-Yanes, C. 1976. *Estudio sobre sucesión secundaria en los*
612 *tropicos cálido-húmedos: el ciclo de vida de las especies secundarias*. In: Gómez-
613 Pompa, A.; Vázquez-Yanes, C.; Rodríguez del Amo, S.; Butanda-Cervera, A. (Eds.).
614 *Regeneracion de selvas*. C.E.C.S.A., Mexico. p. 579-593.
615
- 616 Greeland D, J e Nye P, H. 1959. Increase in the carbon nitrogen content of tropical soil
617 under natural fallows. *Journal of Soil science*. 10: 284-299.
618

619 Hazlett, P.W; Gordon, A.M; Sibley, P.K; Buttle, J.M. 2005. Stand carbon stocks and
620 soil carbon and nitrogen storage for riparian and upland forests of boreal lakes in
621 northeastern Ontario. *Forest Ecology and Management*. 219: 56–68

622

623 Higuchi, N.; Carvalho JR., J.A. 1994. Biomassa e conteúdo de carbono de espécies
624 arbóreas da Amazônia. In.: *Seminário Emissão e Seqüestro de CO₂: uma nova*
625 *oportunidade de negócios para o Brasil*. Porto alegre. Anais. CVRD, Rio de Janeiro.
626 p.125-153. 1994.

627 Houghton, R. A., D. L. Skole, C. A. Nobre, J.L. Hackler, K.T. Lawrence, and W.H.
628 Chomentowski. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the
629 Brazilian Amazon. *Nature*, 403:301.

630

631 Houghton, R.A. *Tropical deforestation as a source of greenhouse gases*. In —*Tropical*
632 *Deforestation and Climate Change* Edited by P. Moutinho and S. Schwartzman.
633 Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) e Environmental Defense (ED).
634 2005.

635

636 INPE, 2011. *Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite*. Data from 1997
637 to 2010. Available at <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>.

638 IPCC. *Intergovernmental Panel on Climate Change. Land Use, Land-Use Change and*
639 *Forestry*. Cambridge University Press. 2000.

640 IPCC. Intergovernmental Panel On Climate Change. *Good practice guidance for land-*
641 *use change and forestry, 2003*. Available from: <[http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/)
642 [public/gp/english/](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/)>.

643 IPCC-Intergovernmental panel on climate change. *Climate change 2007. Fourth*
644 *Assessment Report on climate change impacts, adaptation and vulnerability of the*
645 *Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Cambridge University. 939p.

646

647 Jones, E, B, D; Helfman, G, S, J; Harper O; Bolstad, P, V. 1999. Effects of riparian
648 forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation*
649 *Biology*. 13:1454-1465.

650

651 Junk, W.J.; Ohly, J.J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. The Central Amazon
652 Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management. *Backhuys*
653 *Publishers* b.V., Leiden. 590 pp. 2000.

654

655 Kardynal, K, J; Morissette, J, L; Van Wilgenburg, S,L; E.M. Bayne, K, A. 2011.
656 Avian responses to experimental harvest in southern boreal mixedwood shoreline
657 forests: implications for riparian buffer management. *Canadian Journal of Forest*
658 *Research*. 41: 2375-2388.

659 Kirby, K., Potvin, C. 2007. Variation in carbon storage among tree species: Implications
660 for the management of small-scale carbon sink project. *Forest Ecology and*
661 *Management*. 246: 208-221.

- 662 Kumar, M., Nair, R. 2002. Carbon sequestration Potential of Agroforestry Systems,
663 Opportunities and Challenges. *Advances in Agroforestry*. N 8.
- 664 Lavelle, P.; Spain, A.V. 2001. *Soil Ecology*. London, Kluwer, Academic Press. 654p
- 665 Lees, A, C; Peres C, A. 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest
666 Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation*
667 *Biology*. V 22, 439–449.
- 668
669 Legendre, P. Homogénéité des variances – Guide. *Département de sciences*
670 *biologiques, Université de Montréal*. 10 p. 2000.
- 671 Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*.
672 220: 242-258.
- 673
674 Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P.,
675 Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance,
676 W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Nunez Vargas, P., Pitman, N.C.A.,
677 Alberto Quesada, C., Salomao, R., Silva, J.N.M., Torres Lezama, A., Terborgh, J.
678 Vasquez Martinez, R. and Vinceti, B. 2006. [The regional variation of aboveground live](#)
679 [biomass in old-growth Amazonian forests](#). *Global Change Biology*, 12: 1107-1138.
- 680
681 Matos, F, D, de A; Kirchner, F, F. 2007. Estimativa de biomassa da floresta ombrófila
682 densa de terra firme na Amazônia Central com o satélite IKONOS II. *Floresta*, V.38.
- 683
684 Mendonça Neto, O., Nascimento, E.S., Farias Filho, M.S. 2011. *A Cartografia Social e*
685 *sua Aplicabilidade na Gestão e Manejo da Bacia Hidrográfica do Rio Pepital, Alcântara*
686 *– MA. Relatório de Pesquisa. Geografia: UFMA*.
- 687
688 Mavisoy, H. M. 2013. *Estoques de carbono em florestas, capoeiras e sistemas*
689 *agroflorestais da Amazônia Oriental*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual
690 do Maranhão (UEMA). 2013. 64f.
- 691 Millennium Ecosystem Assessment (MEA). *Ecosystems and human well-being: current*
692 *state and trends : findings of the Condition and Trends Working Group*. Hassan, R.,
693 Scholes, R. and Ash, N. (eds). Island Press, Whashington. 2005.
- 694
695 Minang, P, A; Duguma, L, A; Bernard, F; Ole, M e Noordwijk, M, V. 2014. Prospects
696 for agroforestry in REDD+ landscapes in Africa. [Current Opinion in Environmental](#)
697 [Sustainability](#). 6: 78–82.
- 698 Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT). *Segunda comunicação Nacional Inicial do*
699 *Brasil à Convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Brasília:
700 MCT. v1 e 2. 2010.
- 701
702 Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT). 2013. *Estimativas anuais de emissões de*
703 *gases de efeito estufa no Brasil*. Brasília: MCT. 2013
- 704

705 Moyano, E, F; Manzoni, S; Chenu, C. 2013. Responses of soil
706 heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of
707 processes and models. *Soil Biology and Biochemistry*.59:72–85.

708

709 Moraes J. F. L de, Neill. C, Volkoff. B, Cerri C. C, Melillo J, Lima V. C e Steudler P.
710 A. 2002. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pasture in the
711 Western Brazilian Amazon Basin. *Acta Scientiarum*. 24: 1369-1376.

712

713 Muzika, R. M., J. B. 1987. Gladden and J. D. Haddock. Structural and functional
714 aspects of succession in southeastern floodplain forests following a major disturbance.
715 *American Midland Naturalist*. 117:1-9.

716

717 Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F. 2002. Total aboveground biomass in central
718 Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*. 68:
719 311–321.

720

721 Nascimento, A R T. 2009. Riqueza e etnobotânica de palmeiras no território indígena
722 KRAHÔ, Tocantins, Brasil. *Floresta*. 40:209-220.

723

724 NUGEO-UEMA (Núcleo Geoambiental). *Caracterização ambiental do Município de*
725 *Alcântara*. 2006, 61p.

726

727 Nogueira E. 2008. *Densidade de madeira e alometria de árvores em florestas do “ arco*
728 *do desmatamento ”: implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de*
729 *densidade de mudanças de uso da terra na Amazônia Brasileira*. Instituto Nacional de
730 Pesquisas da Amazônia, Programa Integrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais
731 Renováveis. Manaus, Amazonas-Brasil. Tese de doutorado. 151p.

732

733 Nelson, B., Mesquita, R., Pereira, L., *et al.* 1999. Allometric regressions for improved
734 estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and*
735 *Management*. 117: 149-167.

736

737 Newbold, J. D; Susan H, B, W; Sweeney, P K; Stephen J, A. 2010. Water Quality
738 Functions of a 15-Year-Old Riparian Forest Buffer System. *Journal of the American*
739 *Water Resources Association* (JAWRA) 46: 299-310.

740

741 Pearson, T R.H.; Brown, S L.; Birdsey, R A. *Measurement guidelines for the*
742 *sequestration of forest carbon*. Gen. Tech. Rep. NRS-18. Newtown Square, PA: U.S.
743 Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 2007. 42 p.

744

745 Pereira, H, dos S. 2007. A dinâmica da paisagem socioambiental das várzeas do rio
746 Solimões-Amazonas. (Ed) Comunidades ribeirinhas Amazônicas, modos de vida e uso
747 dos recursos naturais. v2. Projeto Piatam, p 11-32.

748

746 Porro, A. 1995. *O Povo das águas: ensaios de etno-história amazônica*.
747 Petrópolis:VOZES/EDUSP.

- 749 Rantalainen, M.L.; Kontiola, L.; Haimi, J.; Fritze, H. e Setälä, H. 2004. Influence of
750 resource quality on the composition of soil decomposer community in fragmented and
751 continuous habitat. *Soil Biology and Biochemistry*. 36:1983-1996.
- 752 Rieger, Isaak, Lang, Friederike, Kowarik, Ingo, Cierjacks, Arne. 2014. The interplay of
753 sedimentation and carbon accretion in riparian forests, *Geomorphology*.
- 754 Rheinhardt, R; Brinson, M; Meyer, G; Miller, K. 2012. Integrating forest biomass and
755 distance from channel to develop an indicator of riparian condition. *Ecological*
756 *Indicators*.
- 757
- 758 Salimon, C.I., Wadt, P.G.S. E Alves, S.S. 2009. Decrease in carbon stocks in an oxisol
759 due to land use and cover change in the Southwestern Amazon. *Ambiente e Água*. 4: 57-
760 65.
- 761 Silva, J.M.C.; Rylands, A.B.; Fonseca, G.A.B. 2005.O destino das áreas de endemismo
762 da Amazônia. *Megadiversidade*. 1:124-131.
- 763 Sist P, Mazzei L, Blanc L, Rutishauser E. 2014. Large trees as key elements of carbon
764 storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon, *Forest Ecology*
765 *and Management*. 318: 103-109
- 766
- 767 Sizer, N. *The impact of edge formation on regeneration and litterfall in a tropical rain*
768 *forest fragment in Amazonia*. Cambridge University, UK. 1992.
- 769
- 770 Steege H. ter *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree
771 Flora. *Science* 342.
- 772
- 773 Thangata, P, H; Hildebrand, P, E. 2012. Carbon stock and sequestration
774 potential of agroforestry systems in smallholder agroecosystems of
775 sub-Saharan Africa: Mechanisms for 'reducing emissions from
776 deforestation and forest degradation' (REDD+). *Agriculture, Ecosystems*
777 *and Environment*. 158:172-183.
- 778
- 779 Thorthwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate.
780 *Geographic Review*. 38: 55-93.
- 781
- 782 Van Wagner CE. 1968. The Line Intersect Method in Forest Fuel Sampling. *Forest*
783 *Science*. 14: 20-26.
- 784
- 785 Vasconcellos, R. L. F., Segat, J. C., Bonfim, A.J., Baretta. D., Cardoso. E. J. B. N.
786 2013. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest
787 and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology* 58: 105-112.
788
- 789 Vidon, P; Allan C; Burns D; Duval T, P; Gurwick N; Inamdar S; Lowrance R; Okay
790 J; Scott D; Sebestyen S. 2010. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones:

791 Potential for Improved Water Quality Management. *Journal of the American Water*
792 *Resources Association (JAWRA)* 46:278-298.

793 Von Haden, A, C; Dornbush, M, E. 2014. Patterns of root decomposition
794 in response to soil moisture best explain high soil organic carbon
795 heterogeneity within a mesic, restored prairie. *Agriculture, Ecosystems*
796 *and Environment*. 185:188-196.

797

798 Walkley, A e Black I. 1934. An examination of the Degtjareff method and a proposed
799 modification of the chromic matter and a proposed modification of the chromic acid
800 titration method. *Soil Science*. 34: 29-38.

801

802 Wittmann, F.; Junk, W.J. e Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia:
803 flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession.
804 *Forest Ecology and Management*.. 196:199-212.

805 Xavier, G.P.S. 2009. *Mudanças no estoque de carbono da biomassa lenhosa de*
806 *florestas de várzea baixa da Amazônia central ao longo de um gradiente sucessional*.
807 Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas INPA/UFAM. 2009. 61p

808 Yude Pan *et al.*, 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests.
809 *Science*.

810 Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L.,
811 Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann, M.C., e Chave, J. 2009. *Global wood density*
812 *database*. Dryad.

813

814

815

816

817

818

819

820

821

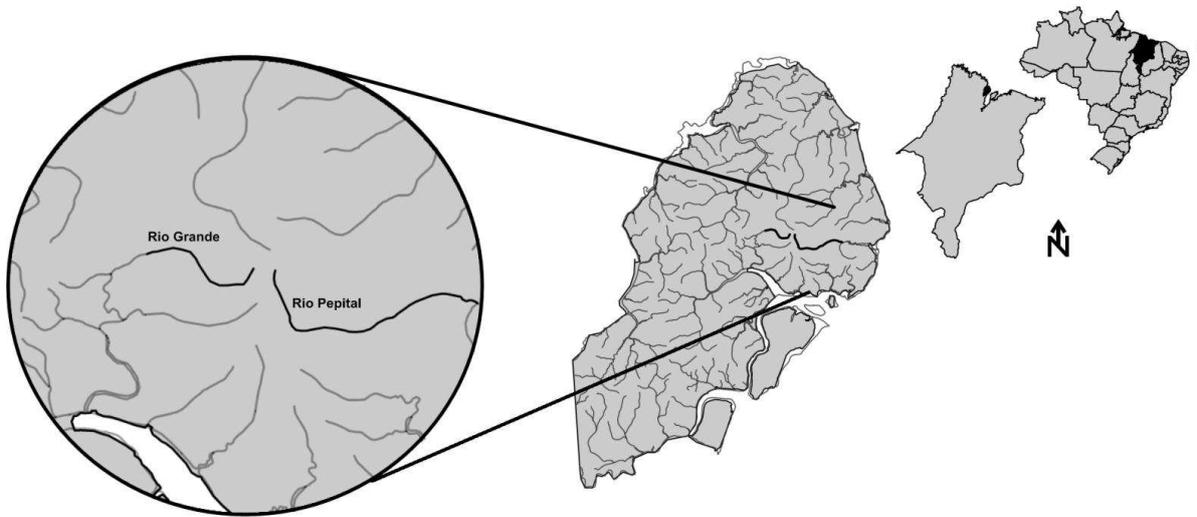
822

823

824

825

826



827

828

829

830 Figura 1. Localização dos rios estudados (Rio Grande e Rio Pepital) em Alcântara/
831 Maranhão, Brasil.

832

833

834

835

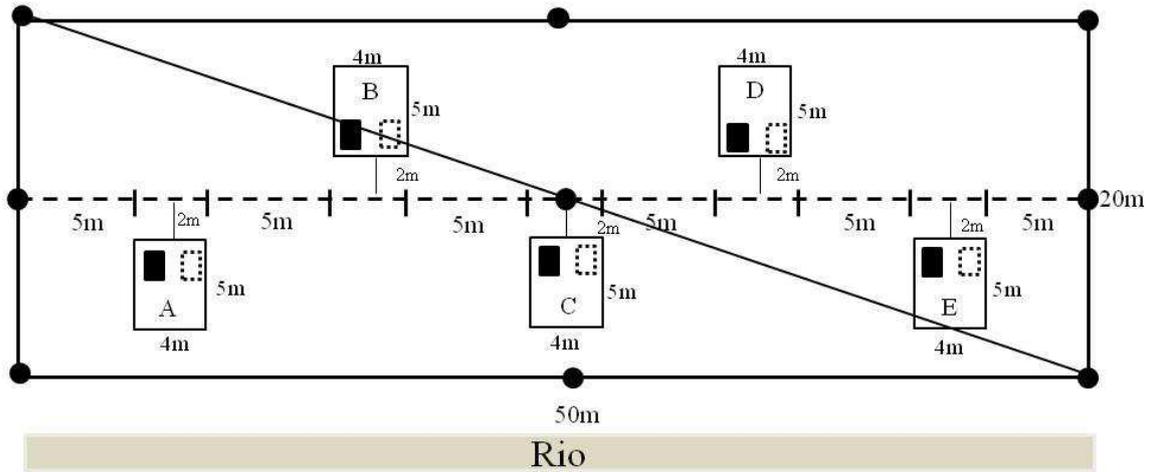
836

837

838

839

840



Legenda

-  Transecto para árvores mortas caídas >5cm diâmetro
-  Caminho Central
-  Estacas permanentes
-  Parcelas de 1000m² (50x20): Árvores >10cm DAP
-  Subparcelas de 20m² (4x5): Árvores com DAB >1 e < 9,9cm
-  Subparcelas de 1m² (1x1): Coleta de serrapilheira, necromassa >2<5cm e solo
-  Subparcelas de 1m² (1x1): Coleta das herbáceas

841

842 Figura 2. Croqui amostral das parcelas instaladas para amostragem dos diferentes
843 estoques de carbono em Alcântara/ Maranhão, Brasil.

844

845

846

847

848

849

850

851

852

853

854

855

856

857 Tabela 1. Modelos alométricos usados para converter medidas da vegetação para
 858 biomassa viva acima do solo e necromassa.

859

Espécie ou tipo de planta (Biomassa acima do solo)	Sistema do uso do solo	Equação ou Fórmula	Fonte
Árvores >10cm DAP	Floresta	$B = di * \exp(1,499 + 2,148 \ln(D) + 0,207(\ln(D))^2 - 0,0281(\ln(D))^3)$	Chave <i>et al</i> (2005)
Árvores >1<9,9 cm DAP	Floresta Secundária	$B = \text{Exp}\{2,4128 \ln(\text{DBH}) - 1,9968\}$	Nelson <i>et al</i> (1999)
Lianas >1<13,8cm DAB	Floresta primária e secundária	$\ln(B) = -7,114 + 2,2276 \ln(\text{BD})$	Gehring <i>et al</i> (2004)
Palmeiras	Todos os usos	$B = 4,5 + 7,7 * H$	Frangi and Lugo (1985)
Babaçu (Palmeira adulta)	Todos os usos	$B = -95,1 + 49,68(H)$	Gehring <i>et al</i> (2011)
Árvores mortas em pé	Todos os usos	$B = 0,1184 * \text{DBH}^{2,52} * 0,04$	Arevalo (2002)
Árvores mortas caídas >5cm	Todos os usos	$B = \text{Vol} * \text{Density}$	Pearson <i>et al</i> (2007)
Predição DB para DAP lianas	Floresta primária e secundária	$\text{DBH} = -0,689 + (-0,014) * \text{BD}^2 + 1,198 * \text{BD}$	Gehring <i>et al</i> (2008)
Predição DB para DAP Árvores	Floresta secundária	$\text{DBH} = (-1,038 - 0,045) * \text{BD}^2 + 1,416 * \text{BD}$	Gehring <i>et al</i> (2008)

860

861 B= Biomassa (Kg); Ln= Logarítimo Natural; DBH= Diâmetro a altura do peito (cm);
 862 BD= Diâmetro basal (diâmetro a 30 acima do nível do solo, cm); di= Valor da
 863 densidade específica da madeira (g.cm³); H= Altura.

864 Tabela 2. Carbono (Mg.ha⁻¹) estocado por compartimentos em um gradiente de degradação da mata ciliar dos Rios Pepital e Grande em
865 Alcântara.

Reservatórios de C (MgC.ha ⁻¹)	Rio Pepital				Rio Grande				Média			
	DMA	DA	DM	DB	DMA	DA	DM	DB	DMA	DA	DM	DB
Árvores >10 *	0(0) c	0(0) c	19,9(8,2) c	162,2(24,1) a	0(0) c	0(0) c	9,3(5,7) c	49,9(25,7) b	0(0)	0(0)	14,7(8,6)	106,05(65,4)
Árvores >1<9,9	0,22(0,3)	6,4(3,2)	3,78(1,2)	3,41(2,2)	0,4(0,1)	3,14(1,1)	6,16(0,2)	2,91(0,9)	0,34(0,3) c	4,95(2,7) ab	4,9(1,5) a	3,17(1,5) b
Palmeiras	1,6(2,7)	0,1(0,1)	4,2(3,9)	7,2(6,1)	0(0)	0(0)	0,2(0,3)	1,5(0,7)	0,8(1,9) bc	0,04(0,1) c	2,2(3,3) ab	4,35(5,01) a
Cipós	0,009(0,01)	0(0)	0,04(0,05)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0,07(0,12)	0,004(0,01) a	0(0) a	0,1(0,1) a	0,03(0,08) a
Herbáceas	1,9(1,03)	1,08(0,7)	0,7(0,7)	0,9(0,3)	1,12(0,8)	0,9(0,23)	0,44(0,1)	0,7(0,3)	1,5(0,9) a	0,97(0,4) ab	0,57(0,3) b	0,8(0,3) ab
Total vivo acima do solo *	3,8(2,5) d	7,6(4,1) cd	28,7(11,1) c	173,8(23,3) a	1,56(0,9) d	4,3(1,8) d	16,2(5,7) cd	55,1(26,1) b	2,65(2,5)	5,9(4,1)	22,4(11,1)	114,4(23,7)
Árvores grandes caídas no chão	0,7(1,2)	0(0)	0,2(0,4)	8,5(11,3)	0(0)	0(0)	0,8(1,4)	5,5(3,6)	0,4(0,9) b	0(0) b	0,55(1,1) b	7,1(7,6) a
Árvores mortas em pé	0(0)	0(0)	0,1(0,03)	0,1(0,1)	0(0)	0(0)	0,1(0,1)	0,3(0,4)	0(0) a	0(0) a	0,1(0,5) a	0,2(0,3) a
Galhos finos	0,45(0,8)	0(0)	0,5(0,2)	1(0,45)	0(0)	(0)	0,2(0,2)	0,4(0,2)	0,2(0,5) b	0(0) b	0,4(0,2) ab	0,7(0,4) a
Serrapilheira	0,3(1,9)	3(0,7)	3,1(1,2)	3,5(2,2)	0,35(0,3)	2,2(0,2)	2,8(0,2)	2,6(0,8)	0,3(0,2) b	2,6(0,6) a	2,9(0,8) a	3,1(1,5) a
Necromassa Total	1,5(1,9)	3(0,7)	3,95(1,7)	13,1(10,8)	0,35(0,3)	2,2(0,2)	4(1,9)	8,9(2,7)	0,9(1,9) c	2,6(0,6) b	4(1,7) b	10,9(10,8) a
Solo (0-20)	13,8(3,8)	15,8(2,8)	18,5(4,2)	27,6(5,4)	15,7(2,9)	17,2(3,2)	21,3(2,3)	27,5(4,2)	14,75(3,2) c	16,5(2,8) bc	19,9(3,4) b	27,6(4,3) a
Raízes >2mm	1,1(0,6)	1,3(0,5)	1,8(0,2)	2,7(1)	0,9(0,3)	1,2(0,4)	1,7(0,3)	1,9(0,4)	0,9(0,4) c	1,2(0,4) bc	1,7(0,2) ab	2,3(0,8) a
Total abaixo do solo	14,85(3,2)	17,1(2,4)	20,3(4,1)	30,4(6,35)	16,6(2,6)	18,4(3,2)	22,9(2,3)	29,4	15,7(3,1) c	17,7(2,4) bc	21,6(4,1) b	29,9(6,3) a
Estoque total *	20,2(2,8) d	27,8(2,5)cd	53,1(13,7) c	217,2(32,9) a	18,6(2,8) d	24,8(3,6) cd	43,2(8,7) cd	93,3(32,1) b	19,3(2,8)	26,2(2,5)	48,1(13,7)	155,3(32,9)

866

867 Médias seguidas por letras diferentes apresentam significas diferenças estatísticas entre as degradações, desvio padrão entre parênteses. * indica
868 efeito significativo da interação rio*degradação. Foi aplicado teste de LSD Fisher a 5% de probabilidade.

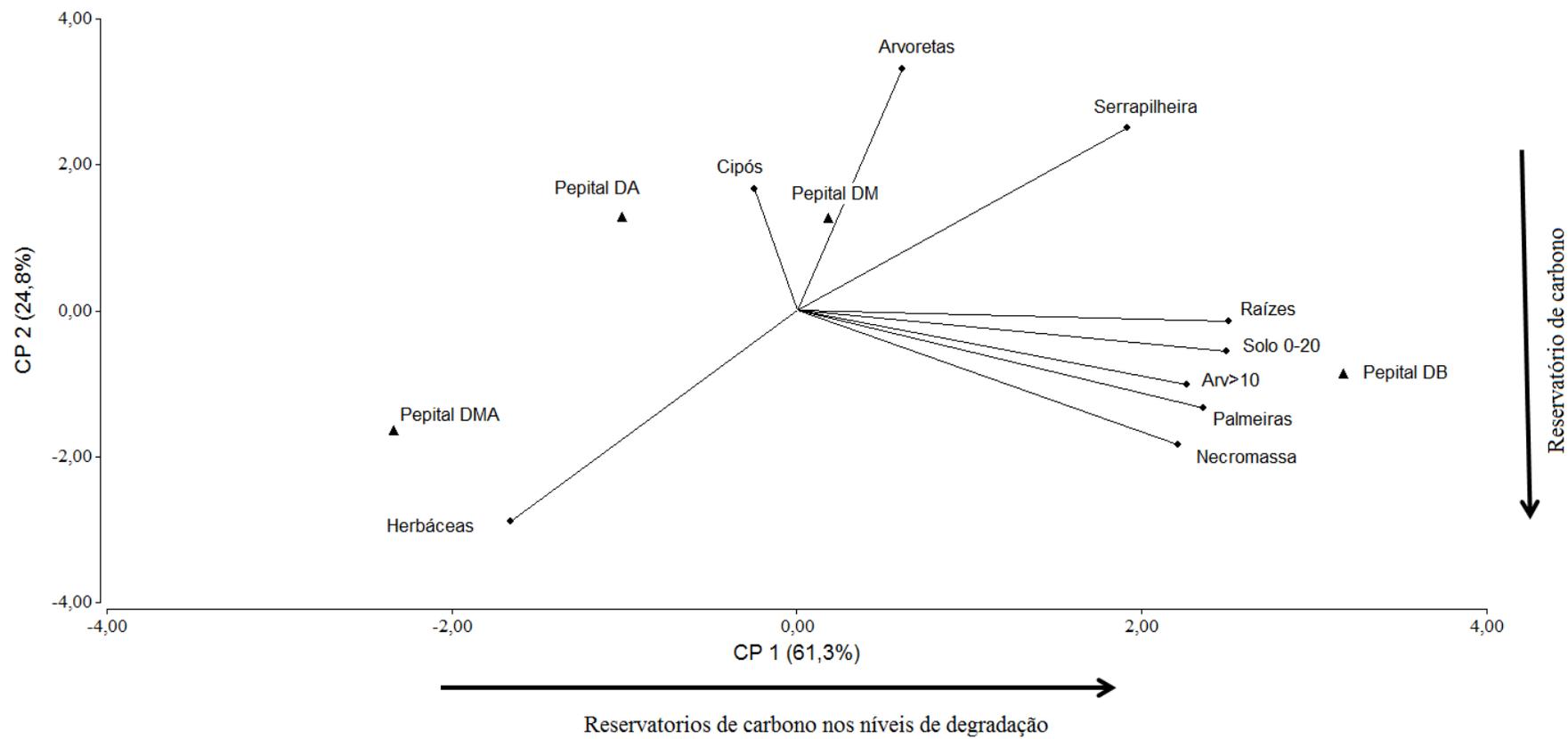


Figura 3. Análise de componente principal (PCA) entre classes de estoques de carbono de acordo com o nível de degradação na mata ciliar do rio Pepital em Alcântara/Ma.

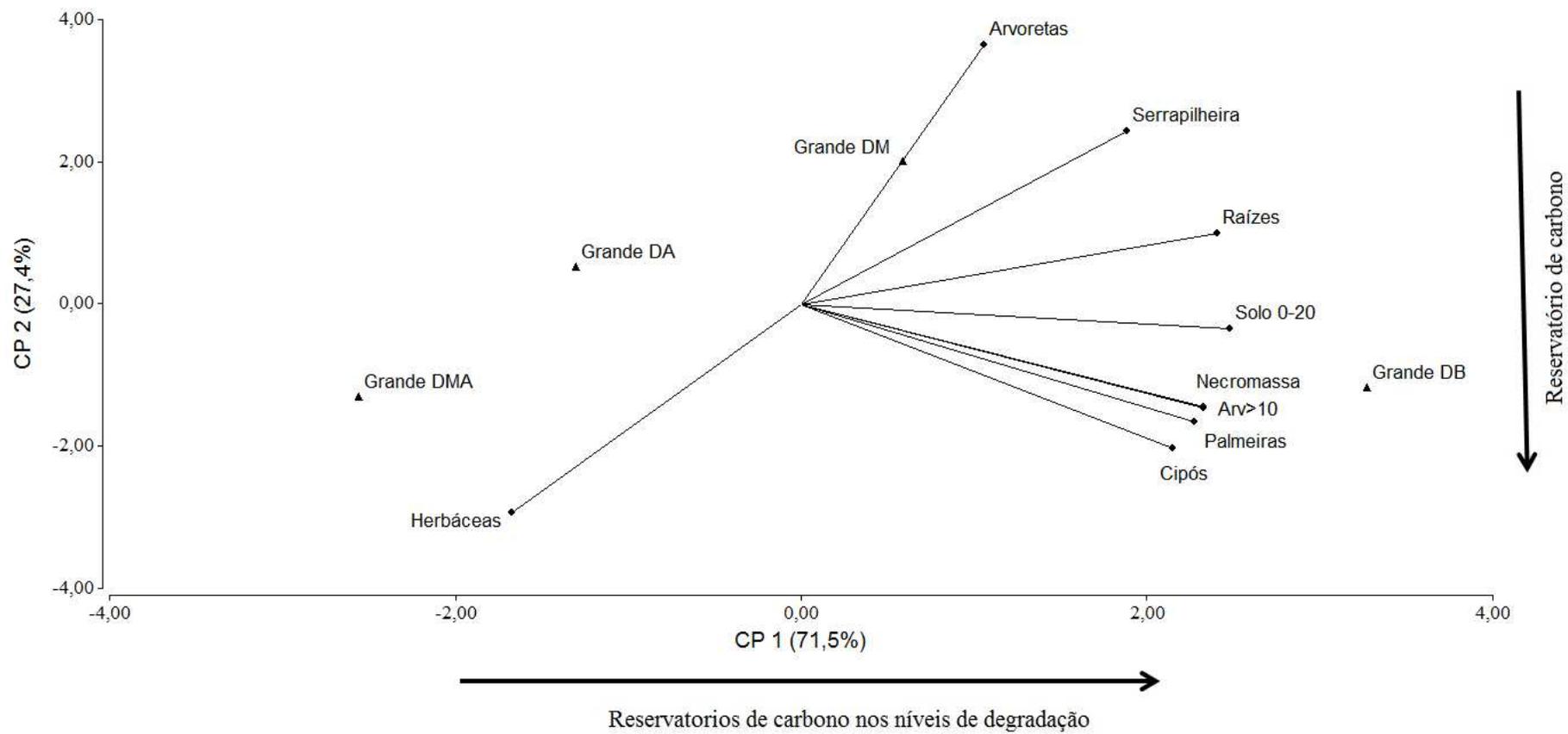


Figura 4. Análise de componente principal (PCA) entre classes de estoques de carbono de acordo com o nível de degradação na mata ciliar do rio Grande em Alcântara/Ma.

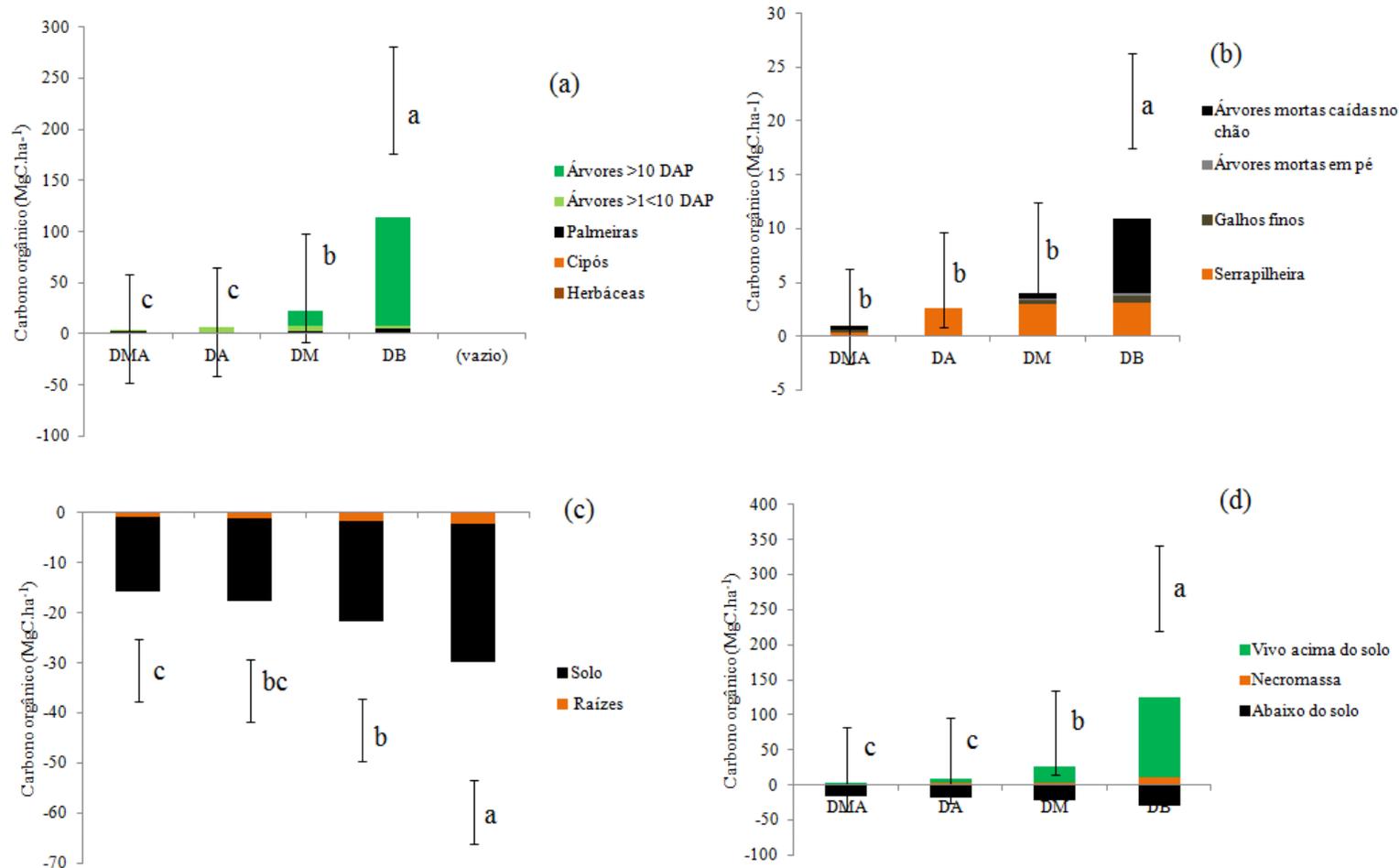


Figura 5. Carbono nos compartimentos nos diferentes níveis de degradação, (a) carbono nos reservatórios acima do solo, (b) carbono nos reservatórios da necromassa, (c) carbono nos reservatórios abaixo do solo e (d) reservatórios somados. Letras diferentes entre barras significam diferenças estatísticas entre os usos do solo, ao nível de 5% pelo teste LSD Fisher.

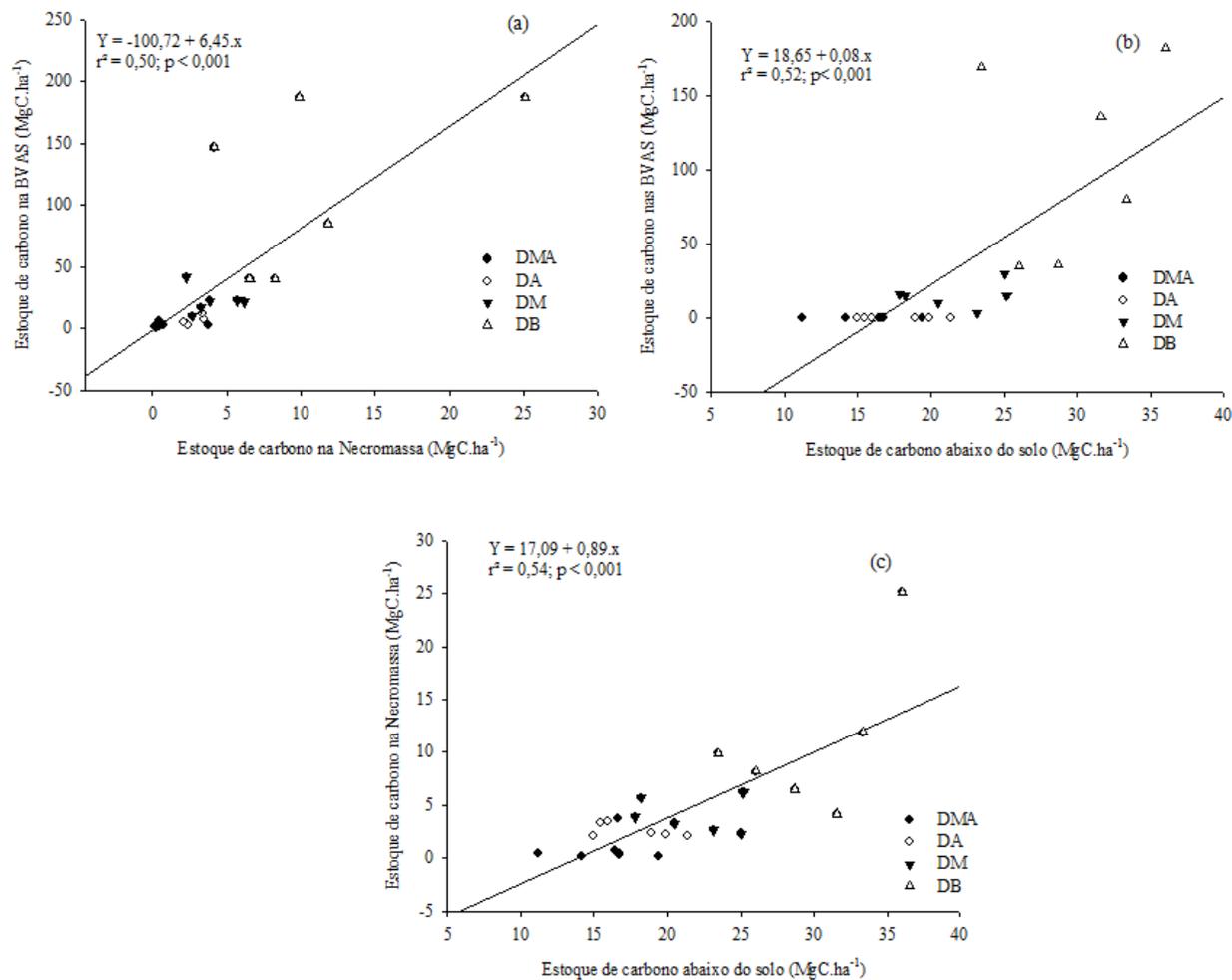


Figura 6. Relações entre estoque de biomassa viva acima do (BVAS) e o estoque de necromassa (a); em (b) estoque de carbono na relação do solo e o estoque de carbono abaixo do solo e em (c) a relação entre os estoques de carbono da necromassa e os estoques abaixo do solo.

Relações entre estoque de biomassa viva acima do (BVAS) e o estoque de necromassa (a); em (b) estoque de carbono na relação do solo e o estoque de carbono abaixo do solo e em (c) a relação entre os estoques de carbono da necromassa e os estoques abaixo do solo.

Tabela 3. Abundância (ha^{-1}) de árvores com DAP > 1cm nas diferentes classes diamétricas em um gradiente de degradação da mata ciliar do Rio Pepital e Rio Grande, Alcântara/MA.

Rios	Níveis de degradação	Classes diamétricas (cm)			
		>1<10	>10<30	>30<50	>50
Pepital	DMA	1433,33 (2311,56)	-	-	-
	DA	8900 (1951,92)	-	-	-
	DM	4833,33 (1607,27)	343,33 (219,39)	13,33(11,54)	-
	DB	2633,33 (2318,04)	366,67 (65,58)	80 (10)	40 (26,45)
Grande	DMA	1033,33 (550,75)	-	-	-
	DA	5100 (1014,88)	-	-	-
	DM	5266,67 (929,15)	276,67 (128,58)	-	-
	DB	3466,67 (862,16)	376,67 (40,41)	60 (10)	13,33(23,09)

DMA=degradação muito alta; DA=degradação alta; DM=degradação média; DB= degradação baixa.

Tabela 4. Distribuição do carbono ($\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) em árvores ($\text{DAP}>1\text{cm}$) em um gradiente de degradação da mata ciliar dos Rio Pepital e Rio Grande, Alcântara/Ma.

Rios	Níveis de degradação	Classes diamétricas (cm)			
		>1<10	>10<30	>30<50	>50
Pepital	DMA	0,002 (0,003)	-	-	-
	DA	0,063 (0,3)	-	-	-
	DM	0,98 (0,37)	15,35 (5,72)	3,68 (3,39)	-
	DB	0,29 (0,24)	36,51 (12,60)	51,01 (15,64)	74,43 (44,86)
Grande	DMA	0,01 (0,001)	-	-	-
	DA	0,03 (0,01)	-	-	-
	DM	0,29 (0,1)	9,14 (5,63)	-	-
	DB	0,54 (0,1)	20,86 (3,75)	17,14 (2,86)	11,35 (19,66)

DMA=degradação muito alta; DA=degradação alta; DM=degradação média; DB= degradação baixa.

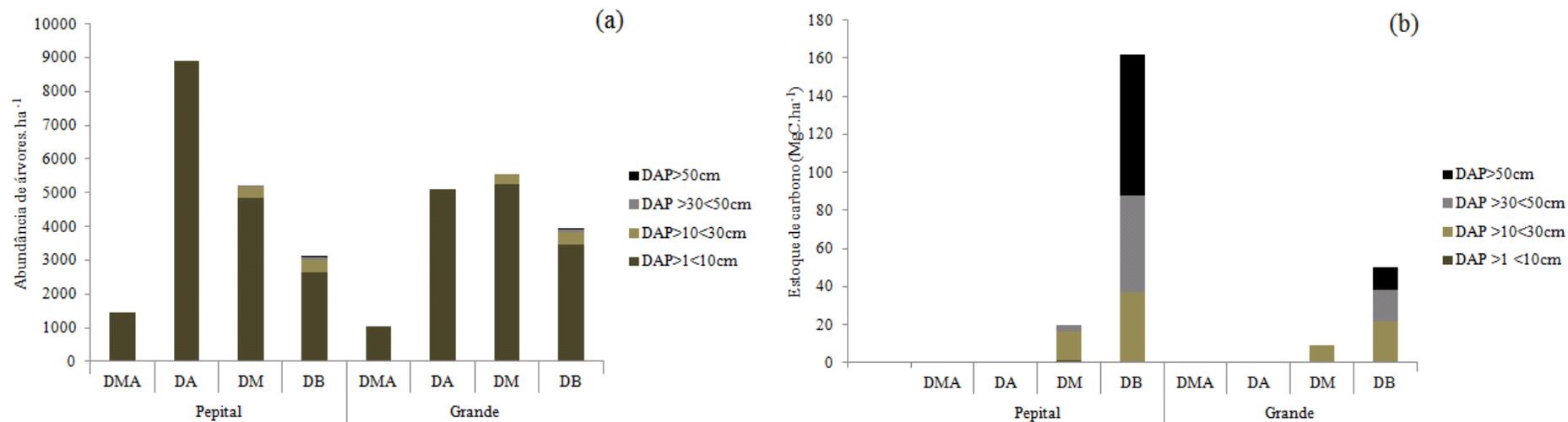


Figura 7. Distribuição da abundância (a) e do carbono (b) em árvores com DAP>1 cm, em diferentes classes diamétricas em um gradiente de degradação da mata ciliar dos Rios Pepital e Grande em Alcântara/MA.