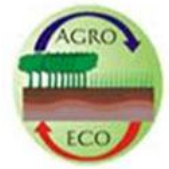




Realizando a Qualidade



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA**

Área de concentração:

**ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DE ECOSISTEMAS NATURAIS
E AGROECOSSISTEMAS**

**Impacto da degradação na mata ciliar do baixo rio Mearim, periferia leste
da Amazônia**

ROBERTO LIMA DA SILVA

São Luís - Maranhão

Agosto – 2014

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA

ROBERTO LIMA DA SILVA

**Impacto da degradação na mata ciliar do baixo rio Mearim, periferia leste
da Amazônia**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado
em Agroecologia da Universidade Estadual do
Maranhão para obtenção do título de mestre
stritu censo em Agroecologia

Orientadora: Prof. Dra. Francisca Helena Muniz

São Luís - Maranhão

Agosto– 2014

Silva, Roberto Lima da.

Impacto da degradação na mata ciliar do Baixo Rio Mearim, periferia leste da Amazônia / Roberto Lima da Silva.– São Luís, 2014.

65 f

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

Orientador: Profa. Dra. Francisca Helena Muniz

Roberto Lima da Silva

**DEGRADATION IMPACTS ON THE RIPARIAN FORESTS OF THE LOWER
MEARIM RIVER, EASTERN PERIPHERY OF AMAZONIA**

Aprovado em ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Francisca Helena Muniz (Orientadora)-UEMA

Prof. Dr. Christoph Gehring – UEMA

Prof. Dr. Luiz Augusto Gomes de Souza - INPA

São Luís - MA

2014

Agradecimentos

A presente caminhada só chegou ao final graças a colaboração de pessoas e instituições que de me ajudaram nas diferentes etapas deste trabalho, sem os quais não alcançaria os resultados relevantes desta pesquisa. Portanto, agradeço especialmente:

Ao Márcio Fernandes pelo auxílio nas coletas de campo, almoço em sua casa e principalmente pela amizade e análise estatística que foi a parte mais árdua deste estudo, sem sua solidariedade e paciência esta importante etapa da minha vida não teria chegando ao fim com êxito.

Ao professor Christoph Gehring pela orientação e contribuições no sentido de direcionar pesquisa de campo e as análises estatísticas a fim de alcançamos melhores resultados e gerar informações relevante sobre área de estudo.

A professora Francisca Helena Muniz pela orientação, disponibilização do herbário para identificação das amostras botânicas e por fornecer os materiais de campo essenciais para o levantamento florístico.

Aos canoeiros Sr. Isaque, Raimundo Nonato e Roberto pelo apoio logístico que permitiu chegar até as áreas de estudo que totalizou 42 km de trecho percorrido nas duas margens do rio.

Ao Manuel Cursino do laboratório de microbiologia do solo/INPA pelo auxílio na identificação da Fabaceae.

Ao Sr. José Ramos taxonomista do herbário/INPA pela colaboração na determinação na maioria das espécies registradas no rio Mearim.

Aos amigos de pós-graduação Sérgio Robinson, Robson Jardellys e André Raposo pela ajuda na amostragem dos transectos e coleta de material botânico, brincadeiras e principalmente pela amizade.

Aos amigos de graduação em agronomia Erik pelo carro e hospedagem em sua residência em Vitória do Mearim. Ao Assis e Givago pela ajuda na coleta em campo e brincadeiras.

Ao amigo de pós-graduação Henry Mavisoy Muchavisoy, pela paciência ter me ensinado a fazer o cálculo de estimativa de biomassa através do uso de equações alométrica e ainda pela elaboração da primeira equação alométrica pra mensura biomassa da aninga, importante na elaboração do relatório final do projeto Rebax.

A fundação de amparo a pesquisa do estado do Maranhão-FAPEMA, pelo apoio financeiro durante todo o trabalho de campo por meio do projeto Rebax.

A fundação de amparo a pesquisa do estado do Amazonas-FAPEAM, por conceder 20 meses de bolsa, sem qual seria inviável a conclusão deste trabalho.

A minha mãe Berenice que mesmo longe foi minha principal motivação para superar os desafios desta jornada e a Lucianne Regina pelo carinho e por ouvir meus desabaços nos momentos de estresses.

Dedico

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	i
REVISÃO DE LITERATURA	3
Cobertura Vegetal do Estado do Maranhão	3
Mata Ciliar	5
Caracterização	5
Funções ecológicas.....	6
Fitossociologia em vegetação ciliar	7
Estimativa de biomassa	10
REFERÊNCIAS	12
ARTIGO	1
1. INTRODUCTION	3
2. METHODS	4
3. RESULTS	8
4. DISCUSSION.....	16
4. CONCLUSIONS	18
5. ACKNOWLEDGEMENTS	18
6. REFERENCES	18
SUPPLEMENTARY MATERIAL.....	26
ANEXOS	32

Impacto da degradação na mata ciliar do baixo rio Mearim, periferia leste da Amazônia

Resumo

O presente estudo descreve os impactos da degradação antrópica sobre a biomassa, a composição estrutural e funcional das matas ciliares do baixo rio Mearim na periferia leste da Amazônia, com base em dados coletados em 40 transectos que se estendem desde o leito do rio até a terra firme e que representam quatro níveis de degradação e diferenciam posições erosivas e sedimentares dos meandros. A biomassa aérea foi 13 vezes menor nas áreas fortemente degradadas (FD) em relação às florestas maduras originais (FM), devido à menor biomassa de árvores e palmeiras grandes (> 3 m), que representaram 97,4% da biomassa aérea (viva) em FM, mas apenas 16,1% em FD. Ao contrário disto, houve um forte aumento na contribuição na biomassa dos arbustos (+ 323%) e da vegetação herbácea (+ 356%). Enquanto que a abundância total não diferiu entre os níveis de degradação, a abundância das árvores foi maior na MF e a abundância dos arbustos foi maior em FD. A composição dos tamanhos individuais na vegetação mudou sistematicamente tanto da zona aquática (diariamente inundadas) até a terra firme (terras altas não-inundadas) e com o nível de degradação de FD dominado por poucos indivíduos grandes em FM para uma distribuição \pm uniforme em FD. A planta aquática 'aninga' (*Montrichardia arborescens* e *M. linifera*) forma um componente de vegetação importante na zona aquática, onde atinge 13,3% da biomassa e 76% da abundância. A sua biomassa foi 30% e sua abundância 32% menor nas margens erosivas do que nas margens sedimentares, mas não foi afetada significativamente pelos níveis de degradação. Devido a essa indiferença em relação à degradação e sua posição de vanguarda ideal para quebrar a energia cinética das ondas e correntes, a aninga é chave para os esforços de controle da erosão e restauração ciliar. Este artigo estabelece equações alométricas para a estimativa da biomassa da aninga. Outro foco desta pesquisa são as Fabaceae fixadoras de N₂. Observamos uma alta participação das Fabaceae potencialmente nodulíferas na biomassa (25,9% da biomassa aérea total) que não diferiu significativamente entre os níveis de degradação (com a exceção de menores contribuições nos transectos FD), mas que foi maior nas zonas aquáticas (total de 78,8% da biomassa total) e diminuiu sistematicamente para 25,2% na terra firme. Altas perdas de nitrogênio via desnitrificação nas zonas aquáticas e semi-aquáticas poderiam causar uma relativamente baixa disponibilidade de N e dar uma vantagem competitiva às leguminosas fixadoras de N₂. Assim, a FBN por Fabaceae precisa ser um componente-chave em qualquer esforço de restauração de mata ciliar, chamando por mais pesquisas sobre Fabaceae e rizóbios ciliares.

Palavras-chaves: Biomassas; Fixação biológica de nitrogênio; Fabaceae; Composição funcional; *Montrichardia*; Floresta ribeirinha.

Degradation impacts on the riparian forests of the lower Mearim river, eastern periphery of Amazonia

Abstract

This paper describes the impacts of anthropic degradation on biomass, structural and functional composition of riparian forests of the lower Mearim river in the eastern periphery of Amazonia, based on data collected in 40 transects spanning from open water to *terra firme* and covering 4 levels of degradation, and distinguishing in erosive and sedimentary meander positions. Aboveground biomass was 13 times lower in the strongly degraded (SD) sites relative to the original mature forests (MF). This was exclusively due to the lower biomass of large (>3 m) trees and palms, which comprised 97.4% of total (live) aboveground biomass (TAGB) in MF but only 16.1% in SD. By contrast, there was a strong increase in the biomass shares of bushes (+323%) and non-woody vegetation (+356%). Whereas total abundance didn't differ between degradation-levels, tree abundance was highest in MF and bush abundance in SD. Plant size composition of vegetation changed systematically both from aquatic (daily flooded) to *terra firme* (non-flooded upland) and with degradation-level (from strongly dominated by few large individuals in MF to \pm even distribution in SD). Aquatic 'anginga' (*Montrichardia arborescens* and *M. linifera*) forms a conspicuous vegetation component in the aquatic zone, where it attains biomass and abundance shares of 13.3% and 76% respectively, 32% (abundance) and 30% (biomass) lower in erosive as compared to sedimentary meander positions, but not significantly affected by degradation-level. Due to this relative indifference to degradation and its forefront position ideal for breaking the kinetic energy of waves and currents, aninga is key for erosion-control and riparian restoration efforts. This paper establishes allometric equations for aninga biomass estimation. A further research focus was on N₂-fixing legumes. We recorded an overall high biomass share of potentially nodulating Fabaceae (25.9% of total aboveground biomass) which didn't differ significantly between degradation levels (with exception of significantly lower shares in the SD transects), but which was highest in aquatic zones (overall 78.8% of total biomass) and decreased systematically to 25.2% in *terra firme* upland. High denitrification N-losses in the aquatic and semiaquatic zones could cause a relatively low N-availability and give N₂-fixing legumes a competitive edge. Thus, legume-BNF needs to be a key component in any effort of riparian forest restoration; more research on riparian legumes and rizobia is warranted and underway.

Keywords: Biomass; Biological nitrogen fixation; Fabaceae; Functional composition; *Montrichardia*; Riverine forest.

INTRODUÇÃO

O Brasil integra o seleto grupo de países chamados de megadiversos, sendo considerado o maior reservatório natural da diversidade vegetal do planeta, com aproximadamente 40.000 espécies de plantas, isto corresponde a 20% da flora global (OLIVEIRA et al, 2012). Tal riqueza está distribuída em seus diversos ecossistemas. Dentre esses ecossistemas a vegetação ciliar se destaca pela complexidade e dinamismo (CEPERLEY et al. 2010; STRASSER et al., 2012).

As matas ciliares são ecótonos complexos e recebem influência direta do curso d'água, bem como dos processos geomorfológicos das áreas de terra firme das quais estão inseridas (GOEBEL et al., 2012). Por estes motivos, as zonas ribeirinhas apresentam vários gradientes ao longo de seu perfil, havendo mudanças funcionais e estruturais que vão do corpo d'água até a parte mais elevada do ecossistema (OSTERKAMP E HUPP, 2010).

A vegetação ciliar também é conhecida por sua importância, pois presta inúmeros serviços ambientais, entre outros benefícios pode-se destacar a proteção contra erosão, aumento da taxa de infiltração das águas pluviais e manutenção da biodiversidade terrestre, por meio da formação de corredores ecológicos (NAIMAN et al., 2005; GUNDERSEN et al., 2010) Sem mencionar a importância socioeconômica, pois fornece parte da alimentação dos organismos aquáticos, principalmente para os peixes que são a base da dieta alimentar das populações ribeirinhas.

Apesar de todos os benefícios já mencionados a mata ciliar sofre constantemente perturbações antrópicas, que acabam interferindo negativamente na dinâmica do ecossistema, afetando os serviços ecossistêmicos (WEI et al., 2011). A produção agrícola tem sido citada como uma das atividades que mais contribui para remoção da cobertura vegetal ribeirinha (MARUANI, 2009). No estado do Maranhão a agricultura de corte e queima, modelo de produção tradicional nos trópicos, tem sido responsável por danos consideráveis ao ambiente ciliar, como por exemplo, no rio Pepital, Alcântara (CELENTANO et al., 2014).

Além desta questão, na região da baixada maranhense, a presença solos de várzea relativamente férteis, junto com condições hídricas favoráveis são os principais fatores responsáveis para a formação de uma importante e dinâmica fronteira agrícola dentro do estado do Maranhão, principalmente com cultivo de arroz irrigado por inundação (GEHRING et al., 2013). Este pode ser considerado um dos principais motivos pelo qual a floresta ripária do rio Mearim tem sofrido nas últimas décadas grande desmatamento.

Nesse contexto, estudos fitossociológicos, auxiliam na compreensão da dinâmica, composição florística e estrutura do ambiente, gerando informações técnica e científica acerca do impacto da ação antrópica na vegetação ciliar e que possam ser usadas em futuras intervenções que vise à restauração dessas áreas. No Maranhão poucos trabalhos foram realizados em vegetação ribeirinha. Dentre eles, pode-se destacar o estudo fitossociológico na bacia do rio Munim e no rio Itapecuru, ambos realizados por Rocha e Muniz (1998a, 1998b). Na bacia do rio Mearim, estudos desta natureza são inexistentes, havendo uma lacuna de conhecimento sobre a vegetação deste importante manancial do meio norte brasileiro.

Outra pesquisa relevante para a compreensão da vegetação ciliar é a quantificação de biomassa. De modo geral, o estudo da biomassa constitui uma forma confiável para caracterizar um ecossistema, pois demonstra a habilidade que o sistema tem em acumular matéria orgânica em um determinado espaço de tempo. Além disso, também pode auxiliar na compreensão da estrutura do ambiente, sendo uma variável importante para o monitoramento, investigação de impactos e no estudo dos estágios de sucessão da vegetação (MOREIRA-BURGER et al., 1999).

Diante do exposto, o presente trabalho teve o propósito de avaliar como o manejo exploratório impacta a vegetação e analisar quais os efeitos deste manejo sobre o estoque de biomassa acima do solo distribuídas em quatro níveis de degradação em três zonas hídricas nas margens de erosão e sedimentação em um trecho do rio Mearim, Baixada Maranhense.

REVISÃO DE LITERATURA

Cobertura Vegetal do Estado do Maranhão

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012), o estado do Maranhão é o segundo maior estado da região nordeste em extensão territorial, sendo superado pela Bahia, possui uma área de 332.173 Km². Em decorrência de sua posição geográfica, o estado do Maranhão é muito variável em relação às condições ecológicas dos diferentes biomas, tais como as variações no clima, solo e vegetação. Azevedo et al. (2002) classificaram em cinco os principais biomas maranhenses: Mata dos cocais, cerrado, floresta amazônica, campos da baixada maranhense e manguezais.

As florestas de babaçu ou mata dos cocais (*Attalea speciosa* Mart.- Arecaceae) ocupam uma área de aproximadamente 10 milhões de hectares, concentrando-se principalmente na região centro norte, porém podem ser encontradas em menor densidade em outras regiões como nordeste e sudeste do estado. Nessas áreas, o babaçu é a espécie dominante, em decorrência da sua alta resistência ao fogo, se comparada com outras espécies de florestas tropicais e também pela facilidade de colonizar ambientes abertos (Muniz, 2006).

Rios (2001) informa que as matas de babaçu são a paisagem característica do estado do Maranhão, sendo um importante bioma na área de transição fitogeográfica e encontra-se associado com outros biomas. No norte liga-se com os campos, no sul e leste com o cerrado, e ainda junta-se de forma gradativa com a floresta amazônica na região oeste.

Porém, a principal área de ocorrência das matas de babaçu é a zona central dos vales dos rios Itapecuru, Grajaú, Munin, Mearim e Pindaré, onde predominam as palmeiras de carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore) e principalmente babaçu. Nesse ambiente, também são encontradas a juçara (*Euterpe oleracea* Mart.), bacaba (*Oenocarpus spp*) andiroba (*Carapa spp.*), jatobá (*Hymenaea spp*), embaúba (*Cecropia spp*) (RIOS et al., 2001)

O segundo maior bioma maranhense, o cerrado, está localizado na Região Oriental e Centro-Sul do Estado, distribuído por 38 municípios (IBGE, 2012). Originalmente, este tipo de vegetação cobria aproximadamente 9.800.00 ha, cerca de 30 % do território do estado.

A principal característica do cerrado é a formação vegetal constituída por indivíduos de habito graminosos, arbustos e árvores de pequeno porte com troncos e galhos retorcidos, folhas coriáceas e raízes profundas, onde sua fisionomia varia desde o cerrado ralo até o

cerradão. Souza (1973) constatou que o cerrado é formado por árvores espaçadas, baixas, com ramos tortuosos e cascas grossas, rimosas ou gretadas.

Outro bioma importante presente no estado é a floresta amazônica maranhense. Atualmente essa vegetação está reduzida a região oeste, mas já ocupou aproximadamente 46% da área do estado, sendo constituída por dois tipos de floresta: a floresta úmida e decídua ou caducifólia (MUNIZ, 2006). Neste locais a estrutura da vegetação é semelhante a da floresta amazônica úmida, possui uma densidade média de árvores por volta de 570 indivíduos por hectare, distribuídas em cerca de 100 espécies. Sendo que as famílias botânicas que mais se destacam são as Fabaceae, Sapotaceae, Moraceae e Sapotaceae entre outras. Ademais, essa região é apontada como centro de origem de algumas espécies de Malvaceae entre elas o cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd ex Spreng)).

Outra característica marcante da floresta amazônica maranhense é a diversidade do bioma composta por um mosaico de diversos ecossistemas desde a floresta tropical úmida, com variações de temperatura de 24°C a 27°C, envolvendo também matas de cipós, campinas e matas secas. A floresta amazônica maranhense, ainda abrange a bacia hidrográfica dos principais rios, entre eles o Gurupi, Turiaçu e Tocantins (AZEVEDO, 2002).

Os manguezais ou floresta de mangue, também merecem destaque em decorrência do seu papel ecológico entres os ecossistemas do estado do Maranhão. O ecossistema manguezal é um ambiente de grande importância, na formação da vida animal e vegetal, notadamente na reprodução da biota marinha, oferecendo abrigo, alimento e estrutura para a reprodução de aves, peixes, camarões, caranguejos etc., considerado como um grande berçário (TORRES, 2001). É, entretanto um tipo de vegetação exógena de origem asiática.

Em relação à composição florística desses ambientes, nos litorais dos estados do Pará e Maranhão, confirmaram a baixa diversidade de espécies vegetais, pois poucas espécies conseguem se adaptar a salinidade e umidade que são elevadas nos mangues (MEIRELLE et al, 2008). Dessa forma, nos mangues predominam seis espécies, entres elas a *Avicennia germinans* (L.) L., que segundo Lara et al (2006) é a espécie da família das Aviceniaceae mais comum em condições de salinidade elevada e inundações periódicas. Outra espécie citada no estudo é a *Rhizophora mangle* L., uma árvore amplamente distribuída e dominante na zona estuária mais exposta ao oceano (PRANCE et al., 1975).

Dessa forma, os manguezais estão presentes nas regiões portuárias dos rios permanentes, onde desempenham varias funções, como a de proteger as margens da ação das ondas (SCHAEFFER-NOVELLI, 2001).

A composição florística e a estrutura da vegetação ciliar dos diversos cursos d'água do Maranhão, excetuando-se os pontos de ecótono, recebem influência do bioma onde a mesma está inserida. E variam de acordo com a heterogeneidade do ambiente de cada local (SAMPAIO et al. 2000). Assim, representam o resultado de interações complexas de atributos climáticos, edáfico, hidrológicos, hidrográficos e formam um mosaico de condições ecológicas. Goebel et al. (2012) afirmam que as variações ambientais podem explicar as diferenças de estrutura e composição florística das matas ciliares no ambiente tropical.

Mata Ciliar

Caracterização

As matas ciliares constituem a cobertura vegetal que ocorre ao longo dos cursos d'água, entorno de nascentes, barragens e açudes (Rodrigues, 2001). E ainda, diversos outros tipos de matas sazonalmente inundadas, matas de várzea, matas de igapó, matas de beira-rio ou vegetação ripária, tais denominações variam em função do tipo vegetacional onde elas ocorrem. Por exemplo, no bioma cerrado o ambiente ciliar é conhecida como mata de galeria.

Segundo a legislação em vigor no Brasil, representada pelo Código Florestal (Lei, N 12.651, de 25 de maio de 2012), as áreas de vegetação nativa ao longo dos cursos d'água são consideradas Áreas de Preservação Permanente – APP, nestes locais a vegetação original deve ser preservada. Em cursos d'água com até 10 m de largura, essa faixa de proteção deve apresentar no mínimo, 30 m de largura, e ao redor das nascentes, deve ter um raio de 50 m (BRASIL, 2012), já que são importantes na proteção e conservação dos mananciais.

Outra característica marcante das matas ciliares, são as topografias em que elas ocorrem, geralmente estão situadas em terrenos acidentados, não ocorrendo uma transição bem definida para outro tipo de vegetação (BARBOSA, 2000). As vegetações ribeirinhas se distinguem das vegetações circundantes pela estrutura por apresentarem, geralmente uma vegetação de porte mais elevado e com maior densidade, por receberem influência da proximidade dos cursos d'água (RIBEIRO e WALTER 1998). Segundo Osterkamp e Hupp (2010) essas áreas são bastante dinâmicas, tanto do ponto de vista espacial quanto temporal, sendo em muitas situações caracterizadas por uma série de gradientes estruturais e funcionais, tais mudanças ocorrem do corpo d'água até na terra firme.

Sabe-se ainda que o ambiente ribeirinho possui características particulares, sendo considerado bastante heterogêneo. Segundo o trabalho de Rodrigues e Naves (2001), alguns fatores determinantes dessa heterogeneidade são: (i) a dimensão da faixa ciliar vegetada, (ii) o grau de conservação do fragmento, (iii) o tipo da vegetação que originou a flora ribeirinhas, (iv) e a heterogeneidade do espaço, resultado das características dos componentes abióticos do ambiente.

Funções ecológicas

A importância das matas ciliares é múltipla. Inicialmente, a vegetação ribeirinha atua como reguladora do regime hídrico por causa da retenção da água da chuva e infiltração no lençol freático (LOHMAN, 2003). Em Lowrance et al. (1997), também é destacada a função de filtro, pois retém as substâncias tóxicas oriundas da pulverização de lavouras. Ademais, diminui a velocidade das águas pluviais, conseqüentemente o risco de erosão, reduzindo a quantidade de sedimentos carregados para o leito do rio, e assim auxiliando na manutenção da quantidade e, a qualidade da água (COGO E SCHWARZ 2003; MARTINS, 2007).

Representa um berçário importante para os peixes e para outras espécies que povoam rios e lagos (SOARES, 2005). Constitui um refúgio de biodiversidade animal, como répteis, anfíbio, aves e para mamíferos, sendo consideradas como corredores extremamente importantes para o movimento da fauna ao longo da paisagem, permitindo a troca de material genético. Santos et al. (2008) identificaram 26 espécies de mamíferos em Santa Maria-RS, entre elas *Lontra longicaudis*, *Monodelphis dimidiata* e *Nyctinomops laticaudatus*. Dentre esse total de espécies, seis delas são consideradas totalmente dependentes da floresta ciliar, pois tal ambiente fornece todos os recursos necessários para a sobrevivência dessas espécies.

Na flora também ocorrem processos relevantes, tais como a dispersão vegetal, por meio de sementes e outros propágulos, abrigos e fornecimento de alimentos para polinizadores, contribuindo para a manutenção da diversidade genética (LIMA e ZAKIA 2000). No cerrado, por exemplo, as matas de galerias, possuem elevada diversidade biológica, contendo aproximadamente um terço do universo de plantas fanerógamas registradas neste bioma (FERFIL et al., 2000).

Estas características afetam significativamente os processos bióticos como a germinação e o recrutamento de indivíduos, de tal forma que acabam definindo a distribuição espacial das espécies, bem como a composição e estrutura da vegetação (MANTOVANI,

1989). Mouw et al. (2009) enfatizam que a relevância da vegetação ciliar vai além do aspecto local, na maioria das vezes suas contribuições na manutenção da biodiversidade de uma determinada área beneficiam toda a bacia hidrográfica.

Além disto, a vegetação ribeirinha atua na interceptação e absorção da radiação solar, contribuindo para a estabilidade térmica da água, determinando, assim, as características físicas, químicas e biológicas dos cursos d'água (FELFILI, 1994).

Reichardt (1989) destaca o papel de trazer maior estabilidade ao ambiente ribeirinho, que proporciona uma diminuição do escoamento superficial das águas pluviais, reduzindo assim o carreamento de sedimentos para leitos dos mananciais, uma vez que a condutividade hidráulica de um solo coberto com floresta é maior que um solo desprovido de vegetação ou mesmo com gramíneas.

Na baixada maranhense, esta última função tem uma importância fundamental, particularmente no caso do trecho do baixo rio Mearim, por causa da proximidade ao oceano Atlântico que propicia impactos de marés e a famosa pororoca com sua alta força erosiva. Este trecho que também é potencialmente vulnerável às ameaças pelo incremento do nível do mar provocado pelo efeito estufa/aquecimento global (NICHOLLS e CAZANAVE, 2010).

Fitossociologia em vegetação ciliar

Segundo Braun-Blanquet (1979), a fitossociologia é uma ciência dentro de uma área muito ampla e complexa, tem como finalidade a investigação dos agrupamentos de planta e também sua inter-relação e depende dos fatores bióticos em determinado ambiente. Esta ciência também é conhecida como geobotânica sociológica, ciência da vegetação, sociologia de plantas entre outros.

Imaña-Encinas et al. (2009) afirmam ainda, que a fitossociologia estuda as comunidades vegetais, identificando a composição florística, desenvolvimento e sua relação com o ambiente, sendo realizado em três partes distintas, analítica, sintética e sintaxonômica.

Os primeiros estudos no Brasil foram iniciados nos anos 40 do século XX, em formação vegetal de florestas Floresta Ombrófila Densa. Veloso e Davis foram os pioneiros na realização destes trabalhos fitossociológicos (SOUZA, 1989). Porém, somente a partir da década de 70, a fitossociologia ganhou espaço como ciência relevante para os estudos da ecologia dos diversos ecossistemas brasileiros.

Para tal, vários métodos são empregados, a seleção de um deles esta diretamente relacionado ao tipo de informações que o pesquisador quer obter de uma determinada comunidade vegetal (DURIGAN, 2003). Dentre eles, pode-se destacar o método de ponto-quadrante, que consiste na instalação de vários pontos numa fitocenose, tais pontos são divididos em quatro quadrantes, dentro de um plano cartesiano (MARTINS, 1991).

Outro método bastante utilizado é o de parcelas fixas ou não. As parcelas são alocadas em campo, geralmente com áreas de tamanho reduzidas, pulverizadas ao longo da área de estudo, permitindo assim uma melhor observação da vegetação local. Este método é considerado um dos mais eficientes para análise da estrutura horizontal dos indivíduos da população e ainda nos estudos quantitativo e para os outros indicadores (BRITO et al., 2007).

Dentro das unidades amostrais, são mensurados indivíduos lenhosos com diâmetro ≥ 5 ou 10 cm (ou ainda outras medidas de acordo com a metodologia adotada), mede-se o caule a 1,30 m (DAP, CAP ou PAP) acima da superfície do solo (Lorenzini, 2006), no entanto nas lianas e palmeiras, toma-se a medida a 30 cm do solo. Além disso, também estima-se a altura dos indivíduos, informação fundamental para estudo da estrutura vertical da população.

Normalmente, os parâmetros fitossociológicos analisados para caracterizar os diferentes estágios de sucessão das comunidades vegetais, são os seguintes: Densidade, dominância, frequência, valor de cobertura, valor de importância e índice de diversidade de Shannon (HACK et al, 2005).

A densidade é um descritor ecológico que mostra como os indivíduos ocupam o espaço. Quando o resultado expressa o número total de indivíduos de uma determinada espécie em área/volume em relação ao total amostrado, temos a densidade absoluta. A relação entre abundância total de uma dada espécie na amostra e a abundância total da mostra resulta na densidade relativa (Pinto-Coelho, 2000). Barros (2007), ao estudar a estrutura da vegetação ciliar em diferentes estágios de alteração no Pará, observou que 30 espécies predominavam nas áreas amostradas, com densidade $> 1,0$ ind./m², deste total 22 espécies eram típicas de florestas e oito pioneiras.

A frequência consiste no número de observações de uma determinada espécie dentro das áreas estudadas, sendo que a frequência absoluta é a porcentagem de unidade amostral em que ocorre determinada espécie e a relativa é obtida por meio da proporção entre frequência absoluta de uma espécie e o somatório das outras espécies amostradas (Cullen Junior et al., 2004).

No trabalho de Barros (2007), no município de Itupiranga, Pará, também foi constatado uma baixa frequência de espécies, pois 55% foram registradas em apenas uma

unidade amostral e 16% ocorreram em duas áreas. Neste cenário, somente 12 espécies apresentaram frequências maior que 60%, entre elas 10 espécies florestais, como por exemplo, a *Attalea speciosa* Mart.

A dominância é compreendida como a proporção de tamanho, cobertura ou volume de cada espécie, comparada com o espaço da fitocenose (MARTINS, 1991), sendo a dominância absoluta, a área basal de determinada espécie por parcela. Já a dominância relativa consiste na razão da dominância absoluta de determinada espécie pela somatória da dominância relativa de todas as espécies inventariadas. Este parâmetro, assim como os demais, varia muito em função do tipo de vegetação na qual esta inserido.

Em um trecho de mata de galeria no cerrado foi observado a dominância de uma única espécie, uma vez que a *Xylopia aromática* (Lam.) atingiu 43% do valor de cobertura (GÜNTZEL, 2011). Já na caatinga, mata ciliar do riacho de Bodocongó, foi constatado que a *Prosopis juliflora* apresentou valor de importância de 81,54% e 82,87%, nos dois pontos estudados e dominância de 98,68% e 89,26%, isso mostra que nesse ambiente há prevalência dessa espécie considerada invasora.

Outro parâmetro estudado para conhecer uma determinada comunidade vegetal é a composição florística. Este índice é caracterizado como a parte da fitogeografia responsável pelas entidades sistemáticas de um território, sendo a base do conhecimento da biodiversidade de uma determinada área (FERNANDES, 2003). Vários trabalhos têm confirmado a elevada diversidade florística do ambiente ciliar. Rodrigues e Nave (2001), concluíram que em 43 pesquisas em ambientes ciliares fora do bioma amazônico, ocorreram mais de 40 espécies, em 81% das áreas estudadas.

No Município de Mazagão, AP, identificou-se 82 espécies e a família com maior número de espécies foi Fabaceae (CARIM, et al 2008). Damasceno-Junior et al., (2005) contabilizaram 37 espécies em um trecho de vegetação ciliar do rio Paraguaia e a Fabaceae, apresentou a maior riqueza de espécie. No estado do Maranhão também foi registrado um elevado número de espécies no trabalho de Rocha e Muniz (1998), registraram 50 espécies arbóreas na mata ciliar do rio Munim.

Além disso, estudos fitossociológicos, também podem auxiliar na compreensão das interações entre a estrutura vegetal ciliar com o serviço ecossistêmico da qualidade da água, conforme observado por Souza et al (2013), que constataram que a estrutura vegetal de floresta ripária influencia diretamente os principais parâmetro de qualidade da água, atuando principalmente com efeito de tamponamento tanto em escala local quanto de paisagem.

Estimativa de biomassa

A região tropical é conhecida como a que possui maior diversidade do planeta e está distribuída em área de aproximadamente 476,000 km² (HANSEN et al., 2010). Nesta região os ecossistemas florestais contribuem com cerca de 50% da produção primária líquida terrestre (BONAN, 2008). E uma forma segura de mensurar a produção primária é pela estimativa de biomassa.

A biomassa vegetal é definida por Araújo et al. (1990), como sendo, a quantidade de material vegetal por unidade de área numa floresta. Para quantificar esta variável, são utilizados métodos diretos e indiretos. O método indireto amplamente empregado atualmente são as equações alométricas (DJOMO et al., 2010).

Para Fehrmann e Kleinn (2006) as equações alométricas são ferramentas padrão para mensurar a biomassa das diversas formações vegetais do planeta. Nos indivíduos arbóreos, adota-se a altura total da árvore, e o diâmetro a 1, 30 m do solo (DAP), mas também pode ser inserida densidade específica da madeira dos indivíduos arbóreos estudados, podem fornecer uma estimativa de biomassa com maior grau de precisão (CHAVES et al., 2003; LITTON e KAUFFMAN, 2009).

No método direto, os componentes analisados para estimar a biomassa são: a biomassa viva acima do solo, composta por árvores e arbustos, biomassa morta acima do solo, formada de troncos, e árvores caídas e a biomassa abaixo do solo, constituído de raízes (NAVAR, 2009). Tal equação alométrica ainda pode ser elaborada para atender a especificidade de cada região. A principal desvantagem desse método está no custo elevado e geralmente são realizados em pequenas áreas e com número reduzindo de indivíduos (LI E XIAO, 2007).

Trabalho realizado por Brown et al. (1989), relatam que nas áreas tropicais, o somatório das áreas utilizadas para determinar a biomassa pelo método destrutivo são inferiores a 30 ha. Vários fatores contribuem para este cenário, entre eles estão as dificuldades de coleta em nível de campo, bem como restrições legais em decorrência da legislação ambiental rígida de alguns países.

A biomassa é a variável que melhor reflete as condições de um ambiente (FAHEY e KNAPP, 2007). E pode ser considerado um dos fatores mais relevantes para a caracterização estrutural e funcional dos ecossistemas (CHAVES et al, 2003). As informações sobre os valores de biomassa contribuem não só para compreender a acumulação de energia nos ecossistemas florestais, mas ainda serve como um indicador ecológico importante para conhecer o grau de sustentabilidade de um ecossistema (ABOAL et al., 2005).

De acordo com Moreira-Burger et al., (1999), a biomassa representa um parâmetro importante para o monitoramento e análise dos ecossistemas, e ainda é uma ferramenta para o estudo de impactos, análise de estágios de sucessão e na avaliação da capacidade de produção primária dos ecossistemas.

No Brasil, trabalhos desta natureza tem sido desenvolvidos em vários biomas. No cerrado, Ribeiro et al. (2011) e Delitti (1998) usaram modelos alométricos para quantificar a biomassa aérea e subterrâneos dos indivíduos arbóreos.

Para os fragmentos do bioma mata atlântica, Burger e Delitti (2008), realizaram um estudo teórico sobre estimativa de biomassa em áreas secundárias. Neste mesmo bioma Alves et al. (2010), quantificaram a distribuição da biomassa ao longo do gradiente de altitude, relacionando com a estrutura da paisagem e com gradiente ambiental na região da Serra do Mar. A biomassa é afetada pela degradação da vegetação, Lindner e Sattler (2011), concluíram que após um histórico de perturbação uma área de mata atlântica pode demorar 60 anos para recuperar a biomassa que apresentava antes dos distúrbios.

Na Amazônia central e periférica, várias pesquisas têm sido realizadas com objetivo de elaborar modelos lineares que melhor se adequem às condições locais. Dentre eles podemos citar: Lima et al, (2012) testaram modelos para vegetação do rio Negro, Amazonas; Ducey et al. (2009) desenvolveram uma equação para copeira de até 15 anos em Castanhal, Pará e Nelson et al. (1999) também realizaram pesquisa semelhante em vegetação secundária, com indivíduos de até 10 cm (DAP), em uma região próximo de Manaus. Gehring et al. (2004), utilizando 26 espécies, elaboraram uma equação alométrica para estimar a biomassa de lianas em florestas primárias e secundárias da Amazônia central.

No estado do Maranhão, Gehring et al. (2011) realizaram um trabalho pioneiro com a palmeira babaçu (*Attalea speciosa* Mart.), palmeira de grande importância econômica e social para o meio norte brasileiro, estabelecendo um método confiável para calcular a biomassa de indivíduos adultos e também nas fases iniciais da espécie.

Em ambiente ciliar, existem poucos trabalhos que possam auxiliar na estimativa de biomassa da vegetação ribeirinha. Contudo, o trabalho de Moreira-Burger et al. (1999), que estimaram a fitomassa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu no estado de São Paulo, constitui uma referência científica relevante sobre o tema no país.

REFERÊNCIAS

- ABOAL, J. R.; ARÉVALO, J. R.; FERNÁNDEZ, A. Allometric relationships of different tree species and stand above ground biomass in the Gomera laurel forest (Canary Islands). **Flora**. **2005**, p. 264-274, 2005.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 679-691, 2010.
- ARAÚJO, T. M.; N. HIGUCHI.; J. A. C. J. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 117, p. 43-52, 1999.
- AZEVEDO, A. C. G. **Ecosistemas Maranhenses**. Série Ecológica São Luís. UEMA Editora, 2002.
- BARBOSA, L.M. 2000. Considerações Gerais e Modelos de Recuperação de Formações Ciliares. Pp. 289-312. In: R.R. RODRIGUES & H.F. LEITÃO-FILHO. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo, EDUSP/Editora da Universidade de São Paulo.
- biomass in two widespread woody plants in Hawaii. *Biotropica* 40, 313–320.
- BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, p. 1444-1449, 2008.
- BRASIL: CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO (Lei Nº 12.651 de 25 de Maio de 2012); 2012. [http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm]
- BRAUN-BLANQUET, J.B. **Fitosociología: base para el estudio de las comunidades**. Madrid: H. Blume, 1979. 829p.
- BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v. 35, p. 881-902, 1989.
- BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v, 8(4): p, 131-136. 2008.
- BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p. 429-435, 1999.
- CARIM, M. J. V.; JARDIM, M. A. G.; MEDEIROS, T. D. S. Composição Florística e Estrutura de Floresta de Várzea no Município de Mazagão, Estado do Amapá, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 79, p. 191-201, 2008.
- CELENTANO, D ; ROUSSEAU, G, X ; ENGEL, V, L ; FAÇANHA, C, L ; DE OLIVEIRA, E, M ; de Moura, E, G. Perceptions of environmental change and use of tradicional

knowledge to plan riparian Forest restoration with relocated communities in Alcantara, Eastern Amazon. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*. V. 10, p. 11. 2014.

CEPERLEY, N., FLORENCE M., ARMAND N. 2010 Significance of Sacred Sites for Riparian Forest Conservation in Central Benin. In **Bois et Forêts des Tropiques** 303: 5-23.

CHAVE J, CONDIT R, LAO S, CASPERSEN J. P, FOSTER R.B, HUBBELL SP (2003) Spatial and temporal variation in biomass of a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *J Ecol* 91:240–252

COGO, N. P; LEVIEN, R; SCHUARZ, R. A. Perdas de Solo e Água por Erosão Hídrica Influenciadas por Métodos de Preparo, Classes de Declive e Níveis de Fertilidade do Solo. **Revista Brasileira de Solo**, vol.27, n.4, 2003, p.743 – 753.

CULLEN JUNIOR L.; RUDRAN R. V. C. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza; 2004.

DAMASCENO-JUNIOR, G. A.; SEMIR, J.; SANTOS, F. A. M.; LEITÃO-FILHO, H. F. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. **Flora**, p. 119-135, 2005.

DELITTI, W. B. C.;BURGER, D. M. Atlantic forests biomass estimates, Brazil. In The Earth's changing land GCTE-LUCC. Open Science Conference on Global Change, Barcelona, p. 341. 1998.

DJOMOA, A. N.; IBRAHIMAB, A.; SABOROWSKIC, JOACHIM.; GRAVENHORST, GODE. Allometric equations for biomass estimations in Cameroon and pan moist tropical equations including biomass data from Africa. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p.1873-1885, 2010.

DUCEY, M. J., ZARIN, D. J., VASCONCELOS, S. S. ARAÚJO, M. M. Biomass equations for forest regrowth in the eastern Amazon using randomized branch sampling, **Acta Amazonica**, v. 39, p. 349–360, 2009.

DURINGA G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: Cullen Junior L, RUDRAN R, VALLADARES-PÁDUA C, Organizadores. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFRP; Fundação boticário de proteção a natureza. 2003.

FAHEY, T. J.; KNAPP, A. K. Principles and Standards For Measuring Primary Production. **Oxford University Press**, New York. 2007.

FEHRMANN, L.; KLEINN, C. General considerations about the use of allometric equations for biomass estimation on the example of Norway spruce in central Europe. **Forest Ecology and Management**, v. 236, p. 412–421, 2006.

FELFILI, J. M. Projeto de biogeografia do bioma cerrado: vegetação e solo. Caderno de Geociência, v.12 p, 74-166, 1994.

FERFIL, J. M; RIBEIRO, J. F.; MACHADO, J. W. B. **Manual de Recuperação de Matas**. Fácil, 255p. 2000.

FERNANDES, A. G. **Conexões Florísticas do Brasil**. Fortaleza: BNB; 2003.

GEHRING, C.; PARK, S.; DENICH, M. Liana allometric biomass equation for Amazonian primary and secondary forest. **Forest Ecology and Management**, v. 195, p. 69-83. (2004).

GEHRING, C.; ZELARAYAN, M. L. C.; ALMEIDA, R. B.; MORAES, F. H. R. Allometry of the babassu palm growing on a slash-and-burn agroecosystem of the eastern periphery of Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 41, n. 1, p. 127-134, 2011.

GEHRING, C.; MOURA, E. G. de; SANTOS, R. R. S.; AGUIAR, A. C. F.; SOUZA, A. M. B. de; BODDEY, R. M. Ecological intensification of rice production in the lowlands of Amazonia options for smallholder rice producers. **European Journal of Agronomy**, v. 46, p. 25-33, 2013.

GOEBEL, P. C., PREGITZER, K.S., PALIK, B J. Influence of flooding and landform properties on riparian plant communities in an old-growth northern hardwood watershed. **Wetlands**. <http://dx.doi.org/10.1007/s13157-012-0300-1>. 2012.

GUNDERSEN, P., LAURÉN, A., FINÉR, L., RING, E., KOIVUSALO, H., SAETERSDAL, M., WESLIEN, J.-O., SIGURDSSON, B.D., HÖGBOM, L., LAINE, J., HANSEN, K. Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. **Ambio** 39, 555–566, 2010.

GUNTZEL, A. M.; DIAS, N. R.; COERTJENS, C. M.; SILVA, G. C.; VIEIRA, E. A. Análise fitossociológica de um remanescente de vegetação na microbacia do Córrego Criminoso (Bacia do Rio Taquari, Coxim, MS, Brasil): subsídios para a recomposição da vegetação. **Acta Botânica Brasilica**, v. 25, p. 586-592, 2011.

HACK, C ; LONGHI, S. J; BOLIGON, A. A; MURAR, A. B; PAULESKI, D. T. Análise fitossociológica de um fragmento de floresta estacional decidual no município de Jaguari, RS. **Cienc. Rural, Santa Maria**. v. 35 n .5, p 1083-1091, 2005.

HANSEN, M. C.; STEHMAN, S.V.; POTAPOV, P. V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA**. v. 107, p. 8650-8655, 2010. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012). <http://www.ibge.gov.br>

IMAÑA-ENCINAS, J, SANTANA, O. A. SILVA, R. G. IMAÑA, R. C. Estrutura diamétrica de um trecho de floresta estacional semidecidual na área do ecomuseu do cerrado, Goiás. **Cerne**, vol. 15, núm. 2, p. 155-165, 2009.

LARA, R.J.; COHEN, M.C.L.. Sediment porewater salinity, inundation frequency and mangrove vegetation height in Bragança, North Brazil: an ecohydrology-based empirical model. **Wetlands Ecology and Management**. p. 349-358. 2006

LI, C. P.; XIAO, C. W. Above- and belowground biomass of *Artemisia ordosica* communities in three contrasting habitats of the Mu Us desert, northern China. **Journal of Arid Environments**, v. 70, p. 195-207, 2007.

LIMA, A.J.N.; SUWA, R.; RIBEIRO, H.P.M.; KAJIMOTO, T.; SANTOS, J.; SILVA, R. P.; SOUZA, C. A. S.; BARROS, P. C.; NOGUCHI, H.; ISHIZUKA, M.; HIGUCHI (2012). Allometric models for estimating above- and below- ground biomass in Amazonian forests at

São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. **Forest Ecology and Management** 277: 163-172.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2000. cap. 3, p. 33-44

LINDNER, ANDRE.; SATTLER, DIETMAR. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests International Journal on the Biology, Biotechnology, and Management of Afforestation and Reforestation**, v. 43, p. 287-301, 2012.

LITTON, C.M., KAUFFMAN, J.B., 2008. Allometric models for predicting aboveground biomass in two widespread woody plants in Hawaii. **Biotropica** 40, 313–320.

LORENZINI, A. R. **Fitossociologia e aspectos dendrológicos da goiabeira-serrana na Bacia Superior do Rio Uruguai** [dissertação]. Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina; 2006.

LOWRANCE, R. ALTIER, L.S. NEWBOLD, J.D. SCHNABEL, R.R. GROFFMAN, P.M. DENVER, J.M. CORRELL, D.L. GILLIAM, J.W. ROBINSON, J.L. BRINSFIELD, R.B. STAVAR, K.W. LUCAS, W., TODD, A.H. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management**. v, 21. p. 687–712, 1997.

MANTOVANI, W. Dinâmica de populações. In: **Simpósio sobre mata ciliar**, 1989, São Paulo. Anais... Campinas: Fundação Cargill,. p.120-129, 1989.

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

MARTINS, S. V. Recuperação das matas ciliares. (2007) 2. Ed, Viçosa, MG: CPT, 255p.

Maruani, T. & I. Amit-Cohen. The effectiveness of the protection of riparian landscapes in Israel. **Land Use Policy** 26: 911–918, 2009.

MEIRELLES, M.L.; OLIVEIRA, R.C.; RIBEIRO, J.F.; VIVALDI, L.J.; RODRIGUES, L.A.; SILVA, G.P. MENEZES, M. P. M; BERGER, U. M. U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. **Acta Amaz.** [online]. 2008, vol.38, n.3, pp. 403-420. ISSN 0044-5967.

MOUW, J. E. B.; STANFORD, J. A.; ALABACK, P. B. Influences of flooding and hyporheic exchange on floodplain plant richness and productivity. **River Research and Applications**, v. 25, p. 929-945, 2009.

MUNIZ, F. H. Vegetação da Região de Transição entre Amazônia e o Nordeste: Densidade e Estrutura. In: Moura, E. G. **Agroambientes de Transição entre o Trópico Úmido e o Semi-Árido do Brasil**. São Luis: UEMA, 2006. p 53-69.

NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H., MCCLAIN, M.E. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier Academic Press, Burlington, 2005.

- NÁVAR, J. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 427-434. 2009.
- NELSON, B.; MESQUITA, R.; PEREIRA, L. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**. v. 117, p. 149-167, 1999.
- NICHOLLS, R. J.; CAZANAVE, A. Sea-level rise and its impact on coastal zones. **Science** v. 328, p. 1517-1520, 2010.
- OLIVEIRA, V. B.; YAMADA, L. T.; FAGG, C. W.; BRANDÃO, M. G. L. Native foods from Brazilian biodiversity as a source of bioactive compounds. **Food Research International** v. 48, 170–179, 2012.
- OSTERKAMP, W. R.; HUPP, C. R. Fluvial processes and vegetation – glimpses of the past, present, and perhaps the future. **Geomorphology**, v. 116, p. 274-285, 2010.
- PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: ARTMED Editora; 2000.
- PRANCE, G.T.; SILVA, M.F.; ALBUQUERQUE, B.; ARAÚJO, I.J.F.; CARREIRA, L.M.; BRAGA, M.M.; MACEDO, M.; CONCEIÇÃO, P.N.; LISBOA, P.L.; BRAGA, P.I.; LISBOA, R.L.; VILHENA, R.Q. Revisão taxonômica das espécies amazônicas de Rhizophoraceae. **Acta Amazonica** 5(1):5-22. 1975.
- REICHARDT, K. Relação água-solo em mata ciliar. In: SIMPÓSIO SOBREMATA REIS, C. S; CONCEIÇÃO, G. M. Aspectos Florísticos de um Fragmento de Vegetação, localizado no Município de Caxias, Maranhão, Brasil **Scientia plena**, v. 6, N. 2. 2005
- RIBEIRO, J. F.; WATER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M. ; ALMEIDA, S. P. Cerrado: Ambiente e Flora, Planaltina: EMBRAPA. p. 86-166, 1998.
- RIBEIRO, S. C.; FEHRMANN, L.; SOARES, C. P. B.; JACOVINE, L. A. G.; KLEINN, C.; GASPAR, R. O. Above- and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**. v. 262 p. 491-499, 2011.
- RIOS, L. **Estudos de Geografia do Maranhão**. São Luis. Gráphis Editora, 2001.
- ROCHA, A. E.; MUNIZ, F. H. Florística e fitossociologia da vegetação ciliar do rio Munim município de Morros-MA. **Pesquisa em Foco**, São Luís, v.6 n. 7, p. 47-65, 1998.
- RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP: FAPESP, Cap. 6.1: 91-99, 2001.
- RODRIGUES, R. R.; NAVE, A.G. **Heterogeneidade florística das matas ciliares**. In: Rodrigues, R.R.; Filho, L. F. H.; (Eds.). Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo, p. 45-71, 2004.
- SAMPAIO, A.B.; WALTER, B.M.T; FELFILI, J.M. Diversidade e distribuição de espécies arbóreas em duas matas de galeria na micro-bacia do Riacho Fundo, Distrito Federal. **Acta Botanica Brasilica**. 14(2): 197-214, 2000.

SANTOS, T. G.; SPIES, M. R.; KOPP, K.; TREVISAN, R.; CECHIN, S. Z. Mamíferos do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropical**, v. 8, n. 1, 2008.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. In: ALVES, Jorge Rogério Pereira. **Manguezais: educar para proteger**. Rio de Janeiro: FEMAR/SEMADS, 2001.

SOARES, ÉDEN DO CARMO. **Peixes do Mearim**. São Luis: Editora Instituto Geia, 2005. 143p.: il. Edição bilíngüe: Português – Inglês.

SOUZA, A. L. **Análise multivariada para manejo de florestas naturais: alternativas de produção sustentada de madeiras para serraria** [tese]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1989.

SOUZA, A. L. T.; FONSECA, D. G.; LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12-18, 2013.

SOUZA, P. F. Terminologia Floresta: Glossário de termos e expressões florestais. Rio de Janeiro: Guanabara, 1973.

STRASSER, T., LANG, S., PERNKOPF, L., PACCAGNEL, K. Proceedings of Geobia, the Fourth CEOBIA: Geographic Object-based Image Analysis, May 7–9, 2012, Riode Janeiro, Brazil. Object-based class modelling for assessing habitat quality in riparian forests, 555. 2012.

WEI, X.; SUN, G.; VOSE, JAMES M.; OTSUKI.; ZHANG, Z.; SMETTERM, K. Forest ecohydrological processes in a changing environment. **Ecology hydrology**. v. 4, 143–145, 2011.

CAPÍTULO 1

ARTIGO

**DEGRADATION IMPACTS ON THE RIPARIAN FORESTS OF THE LOWER
MEARIM RIVER, EASTERN PERIPHERY OF AMAZONIA**

Roberto Lima da Silva¹, Márcio Fernandes A. Leite¹, Henry Mavisoy Muchavisoy¹, Francisca Helena Muniz¹, Luis Augusto Gomes de Souza², Christoph Gehring¹*

¹ Maranhão State University (UEMA), Post-Graduate Course of Agroecology, Cidade Universitária Paulo VI s/n – São Luís-MA, Brazil.

² National Amazonia Research Institute (INPA), Agronomy Institute, Av. André Araújo, 2936 Petrópolis 69083-000 - Manaus, AM - Brazil - Caixa-postal: 478 Tel: + 55 92 6431865

* Corresponding Author:

Post-Graduate Program in Agroecology, Maranhão State University – UEMA

Cidade Universitária Paulo VI s/n, 65025-970 São Luís – MA, Brazil.

christophgehring@yahoo.com.br

Tel.: +55 98 32769638

ABSTRACT

This paper describes the impacts of anthropic degradation on biomass, structural and functional composition of riparian forests of the lower Mearim river in the eastern periphery of Amazonia, based on data collected in 40 transects spanning from open water to *terra firme* and covering 4 levels of degradation, and distinguishing in erosive and sedimentary meander positions. Aboveground biomass was 13 times lower in the strongly degraded (SD) sites relative to the original mature forests (MF). This was exclusively due to the lower biomass of large (>3 m) trees and palms, which comprised 97.4% of total (live) aboveground biomass (TAGB) in MF but only 16.1% in SD. By contrast, there was a strong increase in the biomass shares of bushes (+323%) and non-woody vegetation (+356%). Whereas total abundance didn't differ between degradation-levels, tree abundance was highest in MF and bush abundance in SD. Plant size composition of vegetation changed systematically both from aquatic (daily flooded) to *terra firme* (non-flooded upland) and with degradation-level (from strongly dominated by few large individuals in MF to \pm even distribution in SD). Aquatic 'anginga' (*Montrichardia arborescens* and *M. linifera*) forms a conspicuous vegetation component in the aquatic zone, where it attains biomass and abundance shares of 13.3% and 76% respectively, 32% (abundance) and 30% (biomass) lower in erosive as compared to sedimentary meander positions, but not significantly affected by degradation-level. Due to this relative indifference to degradation and its forefront position ideal for breaking the kinetic energy of waves and currents, aninga is key for erosion-control and riparian restoration efforts. This paper establishes allometric equations for aninga biomass estimation. A further research focus was on N₂-fixing legumes. We recorded an overall high biomass share of potentially nodulating Fabaceae (25.9% of total aboveground biomass) which didn't differ significantly between degradation levels (with exception of significantly lower shares in the SD transects), but which was highest in aquatic zones (overall 78.8% of total biomass) and decreased systematically to 25.2% in *terra firme* upland. High denitrification N-losses in the aquatic and semiaquatic zones could cause a relatively low N-availability and give N₂-fixing legumes a competitive edge. Thus, legume-BNF needs to be a key component in any effort of riparian forest restoration; more research on riparian legumes and rizobia is warranted and underway.

Keywords: Biomass; Biological nitrogen fixation; Fabaceae; Functional composition; *Montrichardia*; Riverine forest.

1. INTRODUCTION

Riparian forests are complex and dynamics ecotones (Strasser et al., 2012; Naiman et al., 2005), within a quite unique set of environmental settings, both favorable: perhumidity, increased (lateral) access to light, increased P-availability and detrimental (anaerobic conditions caused by daily or seasonal flooding), and high denitrification N-losses (Kreibich and Kern, 2003) which may result in relatively low N-availability.

As they provide a wide range of key ecosystem functions and services, riparian forests are known to be key for erosion control (Rieger et al, 2014), and serve as buffers between the river and adjacent agricultural landscapes, capable of reducing flood events and the contamination of rivers by agricultural effluents (fertilizers and pesticides) (Vidon 2010). Riparian forest 'structure' directly impacts water quality (ammonium concentrations, electric conductivity and sediment-load (Souza et al., 2013).

Riparian forests also are important fish nurseries, key for the maintenance of fish populations (Nunes, 2009) birds (Seaman and Schulze, 2010), and bees (Moura and Schlindwein, 2009), and serve as important ecological corridors within anthropogenically transformed landscapes (Naiman et al., 2005; Gundersen et al., 2010).

Given their exceptional relevance, riparian forests are under special legal protection in many parts of the world and likewise so in Brazil (Brazilian Forest Law N° 12.651 of May 25 2012) which prescribes – depending on the size of the river – between 30 and 500m wide completely protected riparian forest reserves. In real-life reality, however, adherence to this legislation is nearly absent with close to 100% irregularity of riparian landowners.

Despite all its role, the riparian forests suffers with constant anthropic disturbance which have affected its ecosystems services (Wei et al., 2011). Agriculture is a key driver of riparian deforestation and degradation in many parts of the world, notably the humid tropics. (Maruani, 2009). In Maranhão state, several factors contribute to riparian forests degradation, among them slash-and-burn shifting cultivation as reported by Celentano et al., (2014) for the Pepital river (at ca 200 km to the northeast of our study region). In the Maranhão lowlands ecotone of our study region, the presence of relatively nutrient-rich alluvial soils combined with high water availability and level landscape have favored the penetration of diverse forms of land-use into riverine zones, next to smallholder agriculture and extensive pastures more recently irrigated rice agriculture and fish farming.

This paper investigates the impacts of anthropic degradation on riparian forest biomass, structure and functional composition of the lower Mearim river, an ecologically sensitive zone in the Maranhão Lowlands, eastern periphery of Amazonia.

2. METHODS

2.1 Study region

Research object are the riparian forests of the lower Mearim river (3°27'S / 44°46'E), the largest river of Maranhão State, within the 'Maranhão Lowlands' region, eastern periphery of Amazonia. Research was conducted in Arari and Vitória do Mearim counties, within a river segment covering 41.94 km river (11.12 km beeline) (Fig. 1). Terrain is flat and low (approx. 3-9 m a.s.l.), soils are alluvial (hydromorphic Vertisols of marine origin, also called shrink-swell soils, which likewise predominate in other parts of the eastern Amazonian lowlands) (Soil Taxonomy, 2010), poorly drained and high in clay content and both of fluvial and marine origins. Climate according to the Köppen-classification is A_w , 85% of the annual precipitation of 1.724 mm (7 yr.-average of the meteorological station Sta Inês at 71 km distance) are concentrated in the December – May rainy season. The river's water table follows this seasonality of rainfall throughout its 99.058 km² (29.8% of Maranhão state) watershed (NUGEO/LABMET, 2013).

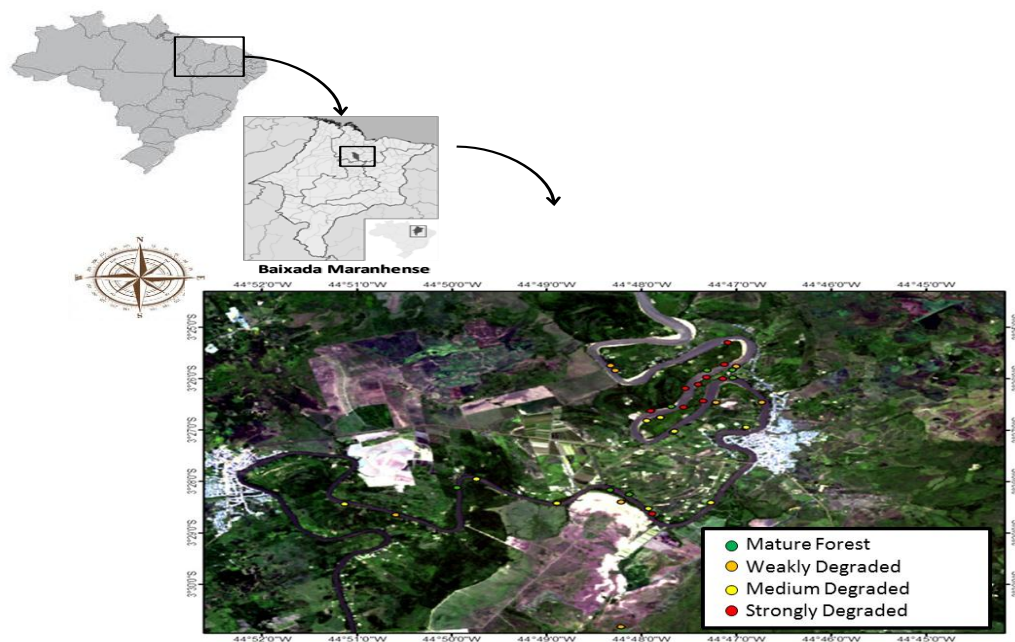


Fig 1. Study region and the 40 riparian forest transects: MF = Mature Forest, WD = Weakly Degraded, MD = Medium Degraded, SD = Strongly Degraded

Due to its proximity to the ocean (mangrove forests commencing 11.2 km downstream of the lowest transect), the water-table of this part of the Mearim river is at the same time affected by low/high tides. The changes in tidal flow-directions give origin to the tidal bore ('pororoca wave'), famous with surfers, however – due to its physical strength - with a serious erosive force (Khezri et al, 2012).

Natural vegetation is part of the 'Belém endemism center' (Almeida and Vieira, 2010). The region is one of Brazil's agricultural frontiers. Due to the (for Amazonian standards) elevated chemical soil fertility, flat terrain and easy access to water, the traditional extensive pastures with cattle and water buffalo and smallholder slash-and-burn agriculture are increasingly being substituted by – largely large-scale commercial – irrigated rice cultivation and (close to the river) also fish farming. The minimum 100 m riparian forest protection zone required by Brazilian law (stream-width category 50-200 m) is almost never obeyed; some sections of the river bank are devastated to the very margin.

2.2 Transect sampling scheme

We quantified vegetation within a total of 40 georeferenced transects (Fig. 1), 10 m wide and (90° to the water-front) 33-50 m long, spanning from open water to the beginning of agriculturally transformed lands (pastures, slash-and-burn fields or irrigated rice).

We classify riparian forest vegetation into the following four degradation levels (n=10 for each degradation level):

MF = mature non-degraded multi-strata riparian rainforest;

WD = weakly degraded (selective logging a.o.) riparian forest;

MD = medium degraded / mid-sized (i.e. 5-10 yr.-old) secondary riparian forest;

SD = strongly degraded / devastated riparian lands.

We classify **meander position** of transects along the curves of this strongly meandering river into

E = Erosive: on the outside curve of the meander, and

S = Sedimentary: on the inside curve of the meander.

We classified 20 of the 40 transects as E and 15 as S, 5 transects didn't fit this classification (approximately linear course of the river) and were excluded from this analysis.

Within each transect, we distinguish into 3 vertical **hydrographic zones** as follows:

A = Aquatic: daily inundation at high flood, partially exposed at low-tide during dry season but constantly flooded during rainy season;

SA = Semi-Aquatic: transition-zone regularly inundated at high floods (floods at mid / end of rainy season);

TF = '*Terra Firme*': upland plateau, inundated only during exceptional floods at peak rainy season of wet years.

Vertically, transects span approximately 7 m from low-tide water-table to the *terra firme* plateau. On average over the 40 transects, we classified 14% of total sampling area as A, 21% as SA and 65% as TF, with systematic differences between degradation classes or erosive/sedimentary transect positions. Mainly due to abrupt topography especially in degraded erosive river banks, 13 of the 40 transects lacked the intermediate SA hydrographic zone and 6 lacked both SA and A zones (i.e. consisted merely of *terra firme* upland). Further details on area-percentages of the three hydrographic zones are presented in chap. 3.3 and Figure 6.

2.3 Biomass estimations

Aboveground dry biomass of all plants > 1 m height was estimated allometrically for each shoot, using height x diameter x wood density-based equations for mature Amazonian rainforest trees (Chaves et al., 2005), mixed-species diameter-based equations for secondary forest trees of the eastern periphery of Amazonia (Ducey et al., 2009), diameter-based equation for the pioneer tree genus *Cecropia*, (Uhl et al., 1988), diameter-based mixed-species equations for lianas (Gehring et al. 2004), for bamboo (Li et al., 2012) and for all adult palms the height-based equations for the (in our region predominating) babassu palm (Gehring et al., 2011). This paper establishes and applied a height-based allometric equation for biomass estimation of aquatic/semi-aquatic genus *Montrichardia* sp. (Araceae) (see III.4).

Depending on the individual plant stature, we measured the diameters either at breast height (1.30 m), or – for smaller plants - at 30 cm shoot length; both diameter standards are convertible, using equations established by Gehring et al. (2008). Height-estimates of rainforest trees were obtained with an inclinometer. Biomass estimates of mature rainforest trees were corrected for by species- or genus-specific wood densities (compiled in Zanne et al., (2009) and <http://hdl.handle.net/10255/dryad.234>), for unknown species/genera and/or

species/genera-specific densities we assumed an average of 0.583 g cm^{-3} as suggested by Nogueira (2008) for trees of the periphery of Amazonia. A list of used allometric equations is in Annex-1 of the supplementary material.

We quantified small (< 1m height) vegetation ('small plants': herbaceous, gramineous and treelets) destructively within one 1 x 1m sub-quadrant located in the center of each hydrographic zone of each transect. Dry matter estimates are based on oven-drying (at 60°C to constant weight) of representative subsamples of small vegetation components of the three hydrographic zones. We did not quantify the litter-layer, due to its mobility (fluvial transport) in the aquatic / semiaquatic sections of transects.

We extrapolate the biomass and abundance estimates of all components to Mg ha^{-1} and ind ha^{-1} or express results in relative terms (percentages of total vegetation / vegetation components).

2.4 Plant functional classification

Over the total sampling area of 24210 m^2 (2.4 ha) of the 40 transects, we identified 80 species within 60 genera and 27 families, Fabaceae were the single most species-rich family (29% of all species). Annex 2 lists all species, and - as far as known - popular names and / or uses. Taxonomic analyses (diversities and similarities) will be presented in a separate paper (Lima et al. in preparation).

We classify all plants into generic functional groups, (i) based on growth-form and stature into (i) trees > 3 m, (ii) multi-shoot bushes and small trees >1 - <3m, (iii) lianas, (iv) palms, (v) *Montrichardia* sp. ('aninga'), and (vi) destructively sampled small (< 1 m height) herbaceous, gramineous and treelets. As we encountered bamboo in only two of the 40 transects (overall biomass share of 0.22%) we inserted bamboo into category-iv 'palms'.

Within tree and liana growth-forms, we distinguish legumes / Fabaceae as subgroups within these subgroups of legume trees and lianas, we further classify species according to their general ability to nodulate and biologically fix nitrogen into 'potentially nodulating vs. non-nodulating tree/liana Fabaceae. This latter classification is based on (a) a complete taxonomic identification of all Fabaceae plants into a total of 23 species / 16 genera, partially with aid of the herbariums of UEMA (São Luís) and of INPA (Manaus), and (b) species-specific knowledge and/or evolutionary considerations of the legume-rhizobia symbiosis, as compiled in Moreira et al. (1992).

2.5 Statistics

We analyze the 40 transects both overall and distinguishing into three hydrographic levels. We tested data-distribution both visually via histograms and with Kolmogorov Smirnov, Lilliefors' and Shapiro-Wilk tests. Most data followed normal distribution or could be normalized via $\ln+1$ -transformation. We also checked the homogeneity of variance via Brown-Forsythe test. For non-normally distributed data we applied non-parametric procedures (Mann-Whitney U-test, Kruskal-Wallis ANOVA). We previously detected and eliminated 6 outliers / extremes ($>1.96*SE$) from analyses. We define significance-levels as 5% for between-group comparisons and as 1% for correlations / regressions if not indicated otherwise. Nonoccurrence of some hydrographic zones / meander positions in some degradation-levels (chap. 2.2) impeded bi- or trifactorial ANOVAs. Statistical analyses were conducted with Statistica 8.0, graphs were generated with SigmaPlot 11.

3. RESULTS

3.1 Impacts of degradation on biomass and growth-form composition of riparian vegetation

Total (live) aboveground biomass (TAGB) averaged $300 \pm 37.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ in original mature riparian forests and decreased 13-fold to $22.1 \pm 2.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ in the strongly degraded transects (Fig. 2A). Biomass reduction was \pm linear over the four degradation-levels, with TAGB 37.3% lower in WD than in MF, 61.2% lower in MD than in WD, and 68.4% lower in SD than in MD. This biomass-decline was exclusively due to the reduction of large ($>3 \text{ m}$) trees and palms, which comprised 97.4% of aboveground biomass in the original MF and 52.1% in the MD riparian forest, and decreased to 16.1% in the SD transects.

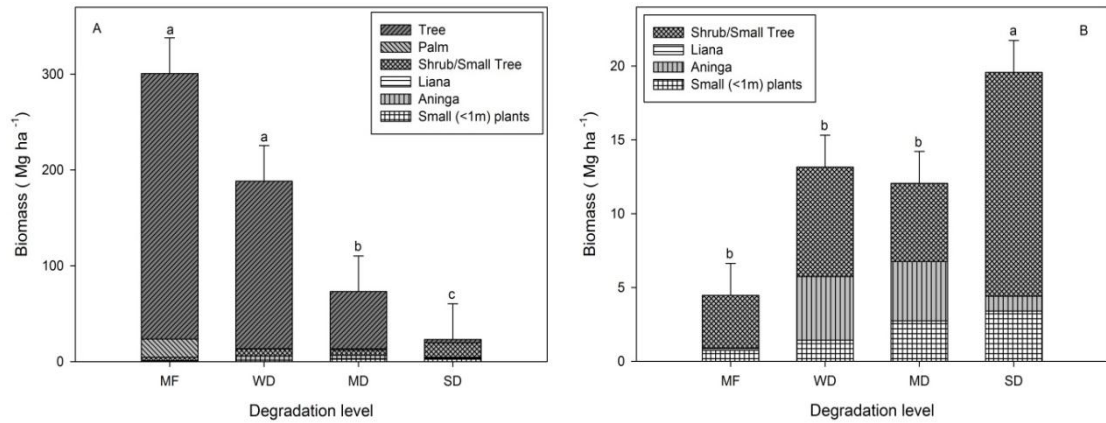


Fig 2. Aboveground (live) biomass (**A**) of the entire vegetation, and (**B**) excluding large (>3m height) trees and palms in four degradation-levels of riparian forests of the lower Mearím river, note scale differences. Means + SE of 40 transects, absence of common letters indicate significant differences of total biomass (A) or of non-tree/palm biomass (B) according to Tukey HSD test. MF = Mature Forest, WD = Weakly Degraded, MD = Medium Degraded, SD = Strongly Degraded.

By contrast, both ‘bushes/treelets’ (1-3m) and ‘small plants’ (< 1m destructively determined, herbaceous gramineous and other) strongly increased with degradation by +323% (bushes/treelets) and +356% (small plants), joint biomass shares of these two components increased from 11.3% of TAGB in MF to 47.1% in SD (Fig. 2B).

As a consequence of this shift in plant-size composition, we find a significant negative relationship between small (<1 m height herbaceous and gramineous) and large (> 3m trees and palms) vegetation components (Fig. 3).

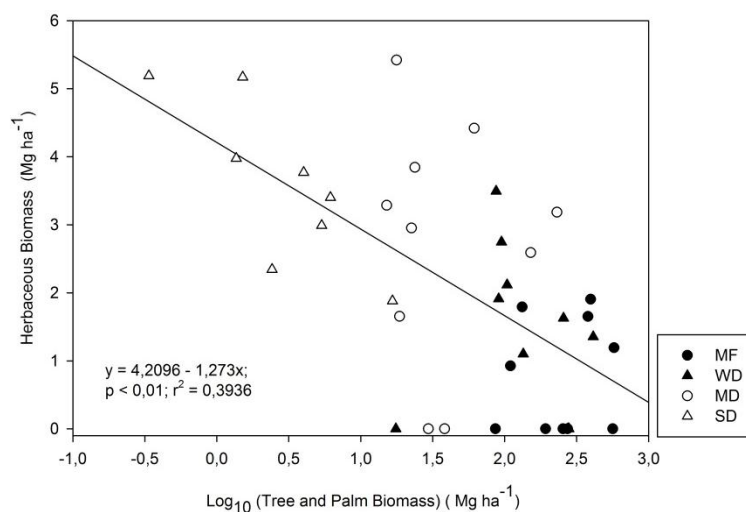


Fig 3. Negative relationship between small plants (<1 m height destructively sampled herbaceous, gramineous and treelets) and large (>3 m) trees and palms in the 40 transects of riparian forests of the lower Mearim river. MF = Mature Forest, WD = Weakly Degraded, MD = Medium Degraded, SD = Strongly Degraded.

In marked contrast to total biomass, total abundance of shoots > 1 m didn't change significantly / was similar among degradation-levels (Fig. 4).

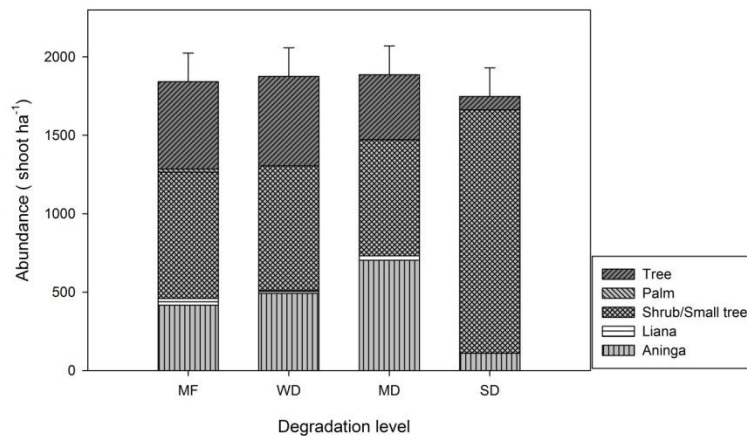


Fig 4. Woody (>1m height) shoot abundance in four degradation-levels of riparian forests of the lower Mearim river (MF = Mature Forest, WD = Weakly Degraded, MD = Medium Degraded, SD = Strongly Degraded). Bars are standard errors of total shoot abundance, ANOVA failed to detect significant differences in total shoot abundance.

3.2 Impacts of degradation on size-frequency distributions

Fig. 5 shows the impacts of degradation on size-frequency distribution of vegetation (individual plant/shoot biomass classified in a log-decimal scale, the smallest size-class <1 kg excludes all destructively estimated shoots < 1 m height). Plant-size distribution is strongly skewed, as a large number of small shoots contributes only little to total aboveground biomass, whereas a small number of large shoots dominate aboveground biomass. This inequality is maximum in MF where 16.5% of all shoots (dbh > 100 kg) contribute 94.7% of TAGB, and decreases with degradation (68.7% of all shoots contribute 23.2% of TAGB in SD).

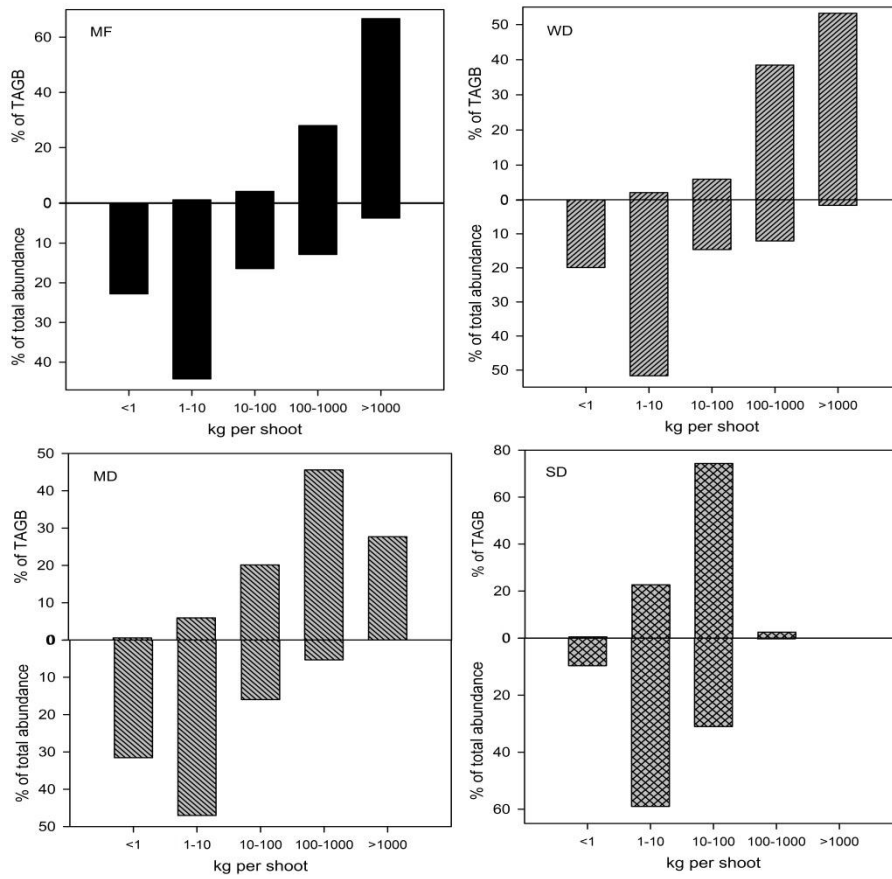


Fig 5. Size-frequency diagrams of shoot biomass (top) and abundance (bottom) along log-decimal classes of individual shoot biomass in four degradation-levels of riparian forests of the lower Mearím river. The size-class < 1 kg excludes all plants below our minimum-threshold of 1 m height for shoot allometry. MF = Mature Forest, WD = Weakly Degraded, MD = Medium Degraded, SD = Strongly Degraded.

3.3 Impacts of hydrographic zone and meander position

In terms of area, degradation affected the relative hydrographic composition of transects, with reduced proportions of aquatic zones in the strongly degraded transects relative to mature rainforest transects (intermediate and *terra firme* portions not significantly affected; Fig. 6).

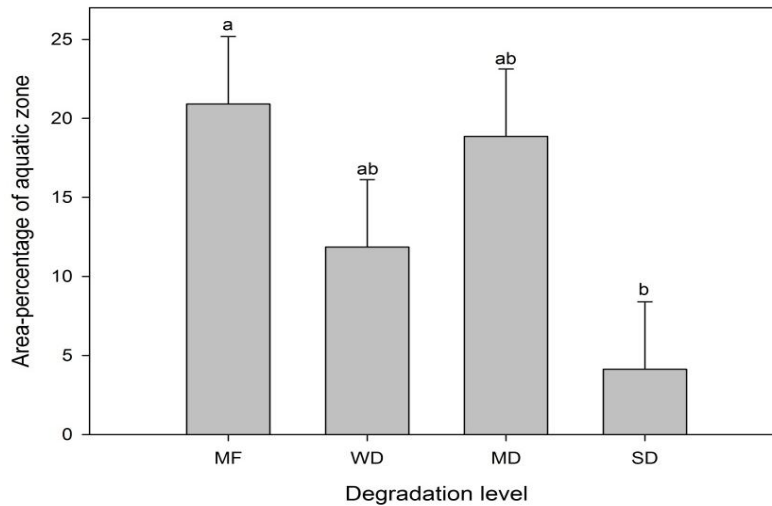


Fig 6. Area-percentages of the aquatic zone within the 40 transects as affected by degradation-level (MF = Mature Forest, WD = Weakly Degraded, MD = Medium degraded, SD = Strongly Degraded). Means (+SE) with the same letter do not differ significantly from another as indicated by Tukey HSD.

Meander position likewise affected the relative hydrographic composition of transects, with aquatic and semi-aquatic zones significantly lower in erosive than in sedimentary meander position. Due to abrupt topography especially in degraded erosive river banks, 6 of the 40 transects completely lacked the intermediate SA hydrographic zone.

Fig. 7 shows the impacts of hydrographic zones on TAGB and growth-form composition of riparian vegetation separately in non / weakly and in intermediately / strongly degraded sites. TAGB was significantly lower in the aquatic than the *terra-firme* sections in MF+WD (A) but not in MD+SD (B). Pairwise comparisons (t-tests) did not detect significant differences of TAGB between both degradation groups in the aquatic and semiaquatic zones but did do so in the *terra firme* sections (data not shown).

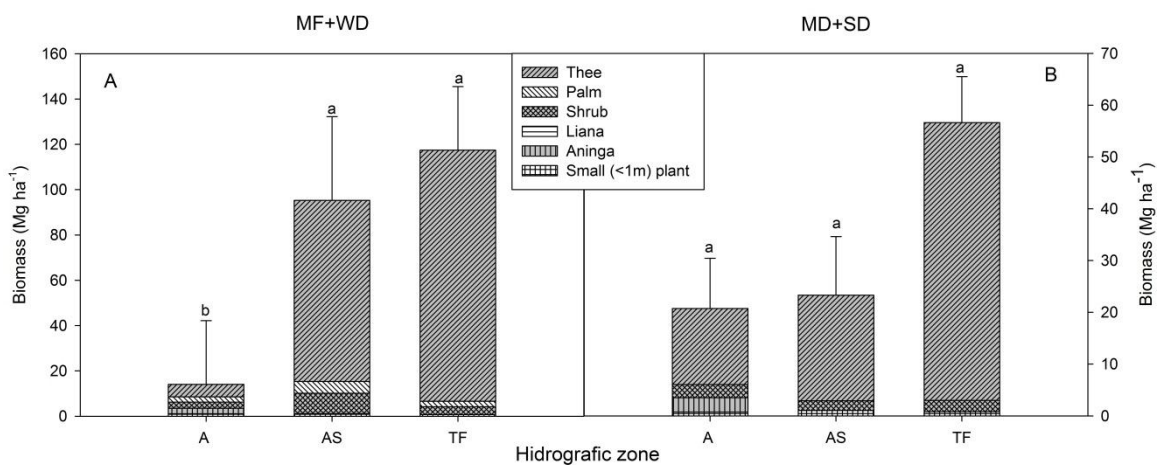


Fig 7. Aboveground biomass composition, and means + SE of TAGB in three hydrographic zones (A = aquatic, SA = semi-aquatic, TF = *terra firme*, for definitions see chap. 2.2) of (A) non- or weakly degraded, and (B) medium or strongly degraded riparian forests of the lower Mearím river. Note different biomass-scales.

3.4 Allometry of *Montrichardia* sp. ('aninga')

Given its key ecological importance and as there so far are no published allometric equations, we here establish allometric equations for *Montrichardia* sp. (*M.arborescens* and *M.linifera*), considered of interest for field researchers elsewhere.

Figure 8 shows the ln-linear relationships between (A) stem diameters at 30 cm height and (B) stem height with the aboveground dry biomass (stem and leaves) of 59 *Montrichardia* shoots.

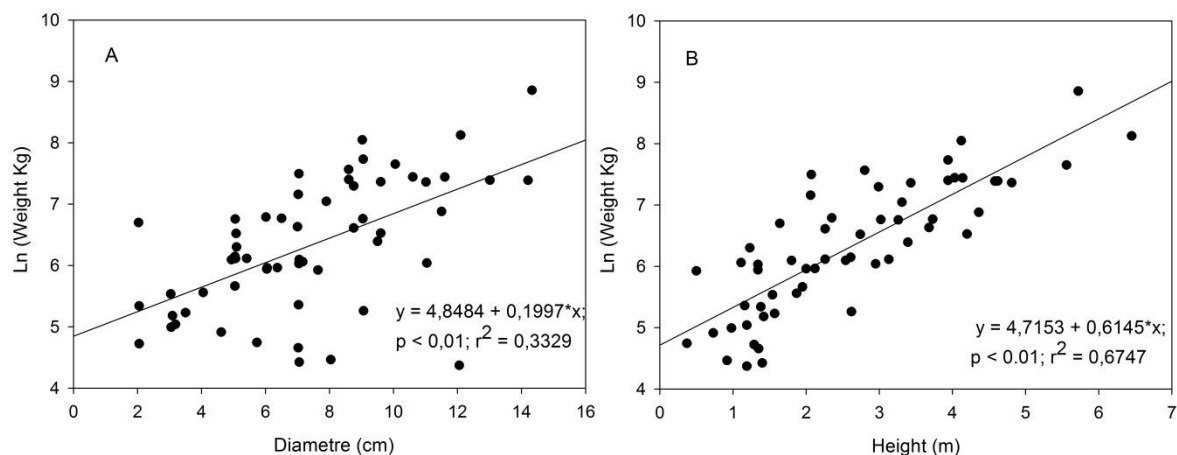


Fig 8. Ln-linear relationships between (A) stem diameter at 30 cm height, and (B) total stem height with the aboveground dry biomass of *Montrichardia* sp. (n=59 shoots).

Goodness of fit did not increase when considering both diameter and height as predictor variables. We therefore recommend and used in our study the height-based equation:

$$\ln(\text{biomass of } \textit{Montrichardia} \text{ shoot in kg}) = 4.715 + 0.615 \times \text{shoot height in meters.}$$

3.5 Occurrence of *Montrichardia*

Montrichardia sp. occurred in 23 of the 40 transects, almost exclusively (exception one single transect in the aquatic zone where it averaged 13.3 (± 18.5 SE) % of TAGB and 76.0% (± 32.1 SE) of total shoot abundance. Meander position significantly affected *Montrichardia*, biomass was on average 30% higher and abundance 34% higher in the sedimentary than the erosive meander positions, both differences were significant (Mann-Whitney U-test).

Both biomass and shoot abundance of *Montrichardia* sp. were remarkably similar over all four degradation-levels, without any significant differences (Fig. 9).

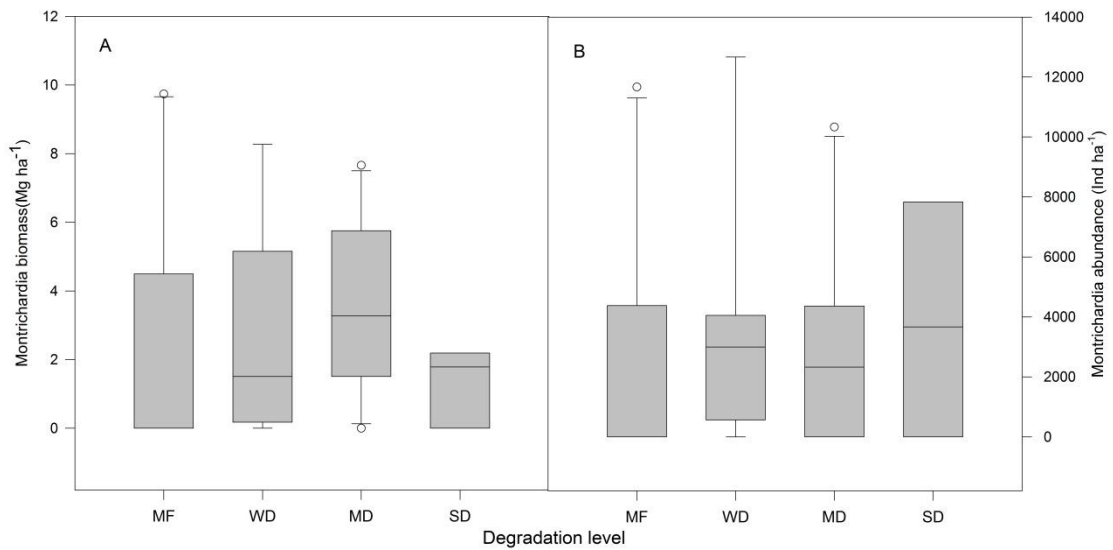


Fig 9. (A) Biomass and (B) shoot abundance percentages of *Montrichardia* within the aquatic zones in 4 degradation-levels (medians \pm 25/75-percentiles and ranges. Non-parametric Kruskal-Wallis ANOVAs failed to detect significant differences between degradation-levels either for biomass or abundance shares.

3.5 Legume biomass and functional composition

In parallel with TAGB, the biomass of Fabaceae likewise diminished along degradation, with a 4-fold reduction from MF to SD. Fabaceae averaged (over all degradation-levels and hydrographic zones) 28.9% of TAGB and 32.9% of total abundance of woody vegetation >1 m height). On average, 92.1% of all Fabaceae biomass belonged to plants classified as potentially nodulating / N₂-fixing, resulting in an overall average of potentially N₂-fixing Fabaceae of 28.4% of riparian TAGB. Biomass shares of potentially nodulating / N₂-fixing legumes was remarkably constant over three of the four degradation-levels, but was significantly lower in SD (Fig. 10).

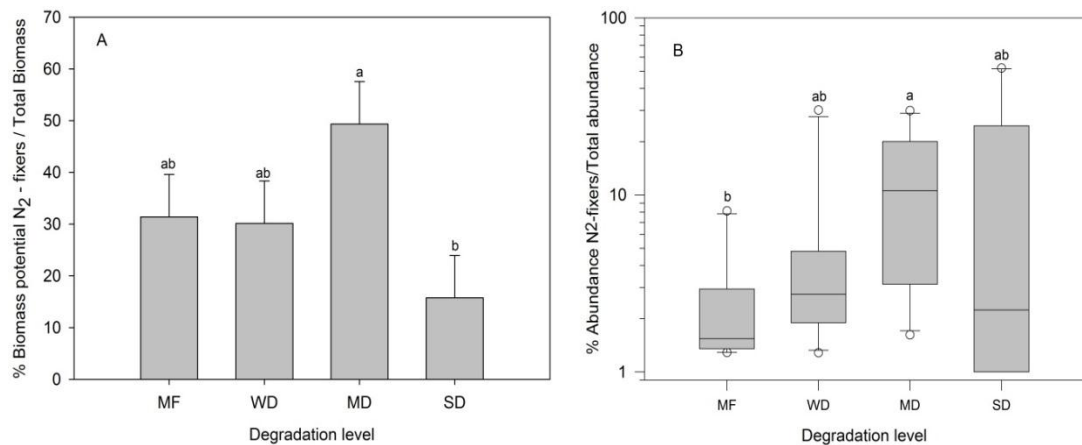


Fig 10. (A) Mean (+SE) biomass percentages of potentially nodulating / N₂-fixing species in TAGB, and (B) median ($\pm 25/75$ -percentiles and range) of non-nodulating species within total Fabaceae, in four levels of degradation (MF = Mature Forest, WD = Weakly Degraded, MD = Medium degraded, SD = Strongly Degraded). Columns with the same letter do not differ significantly from another as indicated by Tukey HSD (B: using log₁₀-transformed data).

Figure 11 shows the effects of hydrographic zones on the percentages of potentially nodulating / N₂-fixing Fabaceae in non / weakly and in medium / strongly degraded transects. Percentages were significantly – overall 51.6% - higher in the aquatic than the *terra firme* zones.

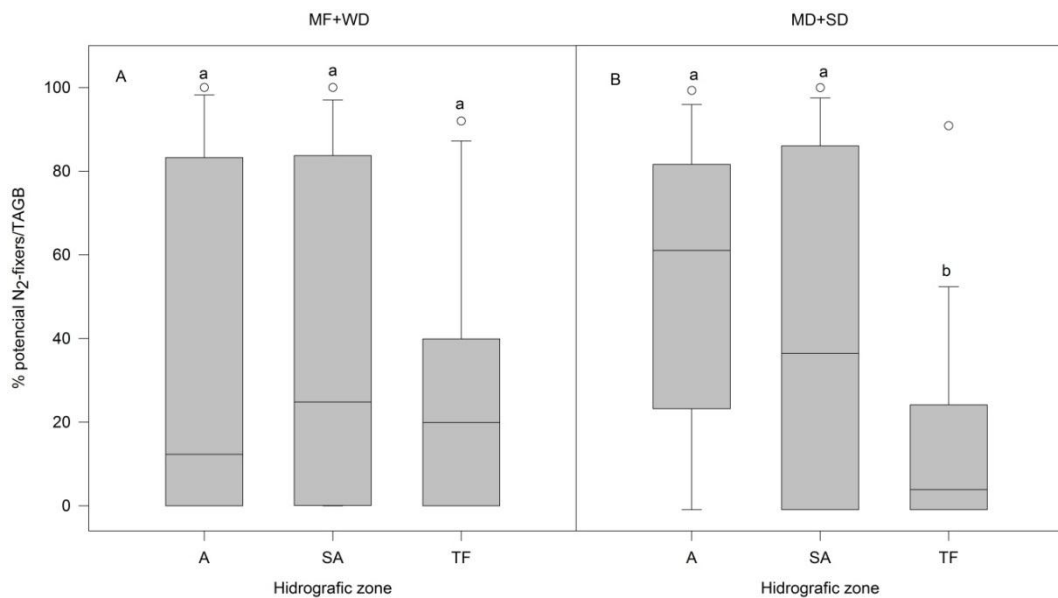


Fig 11. Median ($\pm 25/75$ percentiles and range) biomass percentages of potentially nodulating / N₂-fixing species in TAGB (A) in Mature Forest and Weakly Degraded, and (B) in Medium Degraded and Strongly Degraded riparian forests of the lower Mearim river, in three hydrographic zones (A = aquatic, SA = semi-aquatic, TF = *terra firme*, for definitions see chap. 2.2). Columns with the same letter do not differ significantly from another as indicated by Tukey HSD of log₁₀-transformed data.

4. DISCUSSION

As outlined in the Introduction section, riparian forests constitute priority ecosystems because of the wide range of ecosystem functions and services they provide. At the same time, these key ecosystems are under strong degradation and deforestation pressure. It is therefore important to better understand the structure and functioning of riparian forest ecosystems and the impacts of their degradation. This again must form the basis for the urgently-needed efforts of riparian forest restoration.

The size of our 10 m-wide sampling-units varies (minimum 350 m² in WD transects and maximum 500 m² in MF transects) and was likely sub-optimal to adequately capture the grain of spatial variability associated with single large rainforest trees, as discussed in Keller et al. (2001) and Chave (2003). Given the predominant impact of large (in our case 128 individuals estimated at > 1 Mg) trees on mature forest biomass (Fig. 5), this probably was responsible for TAGB estimates of 567 and 595 Mg ha⁻¹ in two of the MF transects.

In spite of such methodological issues, our results do point to overall surprisingly high TAGB in conserved riparian forests (mean of 300 Mg ha⁻¹ ± 56.8 SE). Estimates are similar in magnitude as encountered in high mature *terra firme* rainforests of central Amazonia (ranging from 225 - 486 Mg ha⁻¹; Fearnside, 1993; Keller et al., 2001; Cummings et al., 2002; Nascimento and Laurance, 2002; Gehring et al., 2005; Castilho et al., 2006) and substantially higher than estimates of peripheral Amazonian *terra firme* rainforests (ranging from 220 - 250 Mg ha⁻¹; Houghton et al, 2001; Malhi et al, 2006). Constant water-availability throughout the year is likely the key edaphic factor responsible for such high riparian forest biomass stocks.

We estimate a 97% (13-fold) aboveground biomass reduction from non-disturbed mature riparian forest (MF) to strongly degraded transects (SD), corresponding to mean 92.2 Mg ha⁻¹ C-emissions when assuming 50% C-content in TAGB (IPCC, 2007). Thus, degradation or deforestation of the remaining riparian forest could constitute a significant source of carbon emissions, in spite of the relatively small areas involved. The high original biomass of our riparian forests suggests that preferential preservation and restoration of riparian forests is an important strategy for climate change mitigation.

The strong dominance of small numbers of large and very large trees in TAGB of mature forests is well known (Vieira et al., 2004; Nascimento et al., 2007; Slik et al., 2013) and confirmed in our study. Degradation reduces this degree of dominance, confirming results obtained in successional chronosequences in central Amazonian *terra firme* forests of Saldarriaga et al. (1988) and Gehring et al. (2005). Thus, plant size frequency distribution is a

sensitive and efficient ecosystem indicator. With increasing level of degradation, the biomass of large trees diminishes and the biomass of bushes and small plants (largely gramineous and herbaceous) increases, and there is a negative relationship between both components. Causal relationships are bidirectional, with undergrowth suppression by large trees in MF, as well as the opposite, treelet suppression by aggressive C4-photosynthetic grasses / ‘impeded succession’ (Mesquita et al., 2001).

The genus *Montrichardia* (‘anginga’, ‘angingaçu’, ‘angingaíba’ or ‘anginga-do-igapó’) (Araceae) forms a conspicuous feature in the aquatic sections / open water front of river banks, not only in our study region but throughout large parts of tropical southern America (Cabrera and Willink, 1980), and likely is of great ecological importance for their ecosystem functioning. Worldwide, there exist two morphologically very similar species, both of which (*M. arborescens* (L.) Schott and *M. linifera* (Arruda) Schott) occur in the lower Mearim river. In our study, *Montrichardia* sp. averaged 13.3% of TAGB and 76% of shoot abundance in the aquatic zone, confirming its key role as protector against erosion of the river margins (Macedo et al., 2005). The fruits feed herbivorous animals like manatee, capybara and turtles (Abreu, 2006). *Montrichardia* stems reduce water currents and provide ample substrate for colonization by periphyton feed sources and therefore are probably an ideal environment for fish nurseries. Our study suggests that anthropic degradation of riparian vegetation affects *Montrichardia* (both biomass and abundance) much less than the all other vegetation components. This makes *Montrichardia* ideal for efforts of riparian vegetation restoration and stabilization of eroding river banks.

Reduction of biomass via anthropogenic degradation differed between the hydrographic zones. Both in terms of area and of vegetation, degradation affected the aquatic sections more than adjacent *terra firme*, a result also observed by Osterkamp and Hupp (2010). This is alarming in the face of the key functional roles and ecosystem services provided by the aquatic zones.

A further special focus is on potentially nodulating / N₂-fixing legumes, as this provides insights into riparian forest ecosystem functioning. Biological Nitrogen Fixation (BNF) provides Fabaceae (and other organisms such as Cyanobacteria) a competitive edge in riparian zones due to the unique combination of favorable edaphic factors: (i) low N-availability due to high denitrification N-losses, (ii) elevated P-availability under anaerobic conditions (Turner and Haygarth, 2001), and (iii) increased lateral access to light, due to reduced light-interception from the open river. We do observe some strong (MF +WD) and slight (MD+SD) variations along our transects from aquatic to *terra firme* hydrological zones.

The biomass shares of potentially nodulating / N₂-fixing legumes remained fairly constant along our degradation gradient from MF to MD, but changed \pm abruptly and was significantly lower in SD. This abrupt change is in marked contrast to the \pm linear reduction of TAGB along the four degradation-levels. Thus, Biological N₂-fixation as a key aspect of riparian ecosystem functioning appears to be remarkably resilient against anthropic degradation up to a certain threshold, whereas SD can be seen as a disfunctional riparian ecosystem (not anymore providing key ecosystem functions and services). This latter finding calls for the inclusion of N₂-fixing legumes as a key component in riparian forest restoration efforts of strongly degraded lands.

4. CONCLUSIONS

We found strong impacts of anthropic land use in riparian forests with large biomass and carbon losses and strong structural changes in successional trajectories, mainly due to the loss of large trees. For the urgently needed riparian restoration efforts, especially in the aquatic and semi-aquatic zones, we recommend the use of *Montrichardia* for erosion control and of N₂-fixing legumes for N-availability restoration and maintenance.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financed by a REBAX Project of the Research Fund of Maranhão State (FAPEMA). We gratefully acknowledge a fellowship by FAPEAM to the first author. We also thank to Raimundo Reginaldo Soares Santos for logistical support.

6. REFERENCES

- Agra MF, Freitas PF, Barbosa-Filho, JM. Synopsis of the plants know as medicinal and poisonous in northeast of Brazil. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 2007. v. 17,114-140.
- Almeida AS, Vieira ICG. Centro de endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. *REU Sorocaba*, 2010. 36: 95-111.
- Amorozo MCM, Gély A. Uso de plantas medicinais por caboclos do Baixo Amazonas. Barcarena, PA, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Série Botânica*, v.4, n.1, p.47-131, 1988.

Anam EM. Anti-inflammatory activity of compounds isolated from the aerial parts of *Abrus precatorius*. *Phytomedicine*, 2001; 8(1): 24–27

Araújo MM. Estudos etnobotânico das plantas utilizadas como medicinais no assentamento Santo Antônio, Cajazeiras. 2009. 130f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Universidade Federal de Campina Grande, 2009.

Balick MJ, Nee MH, Atha DE. Checklist of the vascular plants of Belize with common names and uses. New York: New York Botanical Garden, 2000, 246p. (New York Botanical Garden. Memoirs, 085).

Bernardi CA. *Garcinia gardneriana* (Planchon & Triana) Zappi. como alternativa de anti-inflamatório tópico para o tratamento de doenças da pele: um estudo pré-clínico. Dissertação (Mestrado em Farmacologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007
brasileiras. *Quím Nova* 13: 302-307.

Brazilian Forest Law 2012. Pub. L. Nº 12.651 (May 2012).
[http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm]

Cabrera AL, Willink A. 1980. *Biogeografía de América Latina*. Washington: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. 220p

Campelo CR, Ramalho RC. Contribuição ao estudo das plantas medicinais no estado de Alagoas – VII. *Acta bot Bras.* 1989, 67-72, supl.

Celentano D, Rousseau GX, Engel VL, Façanha CL, Oliveira EM, Moura EG. Perceptions of environmental change and use of traditional knowledge to plan riparian Forest restoration with relocated communities in Alcantara, Eastern Amazon. *J Ethnobiol Ethnomedicine*. 2014. 10: 2-14.

Ceperley N, Florence M, Armand N. Significance of Sacred Sites for Riparian Forest Conservation in Central Benin. In: *Bois et Forêts des Tropiques*. 2010 303: 5-23.

Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns MA, Chambers JQ, Eamus D, Fölster H, Fromard F, Higuchi N, Kira T, Lescure, JP, Nelson BW, Ogawa H, Puig H, Riéra B, Yamakura T. Tree Allometry and improve estimation of carbon stocks and balance in tropical forest. *Ecosyst Ecol*, 2005. 145, 87-99.

Chave J, Condit R, Lao S, Caspersen JP, Foster RB, Hubbell SP. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *J Ecol*, 2003. 91, 240–252.

Coelho AMSP, Silva GA, Vieira OMC, Chavasco JK. Atividade antimicrobiana de *Bixa orellana* L. (urucum). *Revista Lecta, Bragança Paulista*, 2003, 47-54.

- Coimbra JSR. Atividade larvicida de frutos do *Solanum jamaicense* Mill., contra *Anopheles darlingi* (Root), 1926 em Laboratório. Monografia de Graduação. 2007. 38p. Coordenação de Ciências Biológicas, Faculdade São Lucas, Porto Velho.
- Cota BB, Oliveira AB, Souza-Filho JD, Braga FC. Antimicrobial activity and constituents of *Coccoloba acrostichoides*. *Fitoterapia*, 2003. 74, 729-731.
- Cummings DL, Kauffman JB, Perry DA, Hughes RF. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecol Manag*, 2002. 163, 293–307.
- Cummings DL, Kauffman JB, Perry DA, Hughes RF. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecol Manag*, 2002. 163, 293–307.
- de Castilho CV, Magnusson WE, de Araújo RNO, Luizao RC, Luizao FJ, Lima, A. P, Higuchi, N. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecol Manag*, 2006. 234, 85-96.
- Di Stasi LC, Santos EMG, Santos CM, Hiruma CA, Santa LM, PUPO AS. Plantas medicinais da Amazônia. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 1989. 194p.
- Diaz F, Chai HB, Mi, Q, et al. Anthrone and oxanthrone C-glycosides from *Picramnia latifolia* collected in Peru. *J Nat Prod*. 2004, 67. 352-356
- Ducey MJ, Zarin DJ, Vasconcelos SS, Araújo MM. Biomass equations for forest regrowth in the eastern Amazon using randomized branch sampling, *Acta Amaz*. 2009. 39, 349–360.
- Fearnside PM, Leal JrN, Fernandes FM. Rainforest burning and the global budget: biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *J Geophys Res*, 1993. 98, 16733–16743.
- Gehring C, Denich M, Vlek, PLG. Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *J Trop For*, 2004. 21: 1-9.
- Gehring C, Park S, Denich M. Close relationship between diameters at 30cm height and at breast height (DBH), 2008. *Acta Amaz. Manaus*, v. 38, 71-76.
- Gehring C, Park S, Denich M. Liana allometric biomass equation for Amazonian primary and secondary forest, 2004. *Forest Ecol Manag*, 195, 69-83.
- Gehring C, Zelarayán M, Almeida R. Allometry of the babassu palm growing on a slash-and-burn agroecosystem of the eastern periphery of Amazonia. *Acta Amaz*. 2011, 41, 127-134.
- Gundersen P, Laurén A, Finér L, Ring E, Koivusalo H, Saetersdal M, Weslien JO, Sigurdsson BD, Högbom L, Laine J, Hansen K. Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. *Ambio*, 2010. 39, 555–566.

Hajdu Z, Hohmann J. An ethnopharmacological survey of the traditional medicine utilized in the community of Porvernir, Bajo Paragua Indian Reservation, Bolivia. *Journal of Ethnopharmacology*, 2012. 139, 838–857.

Houghton RA, Lawrence KT, Hackler JL, Brown S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Glob Change Biol*, 2001. 7: 731-746.

IPCC. Climate change. Mitigation of climate change. Intergovernmental Panel of climate change. Special report. Cambridge University Press, Cambridge, USA, 2007.

Jagessar RC, Persid R. Antimicrobial activity of uncombined and combined extracts of *doliocarpus dentatus* and *Montrcardia arborescens*, *IJPSR*, 2014; Vol. 5(1): 286-293.

Kalliola R, Puhakka M, Salo J. Interspecific variation, and the distribution and ecology of *Gynerium sagittatum* (Poaceae) in the western Amazon. *Flora*, 1992. 186(3-4): 153-167.

Keller M, Palace M, Hurtt G. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil; examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecol Manage*, 2001. 154, 371–382.

Khezri N, Chanson H. Sediment inception under breaking tidal bores. *Mech Res Commun*, 2012. v. 41, 49-53,

Kreibich H, Kern J. Nitrogen fixation and denitrification in a floodplain forest near Manaus, Brazil. *Hydrol Process*, 2003. 17, 1431-1441,

Kuroyanagi M, Seki T, Hayashi T, Nagashima Y, Kawahara N, Sekita S, Satake M. [Triterpenoids anti-androgênicos a partir da planta medicinal brasileira, *Cordia multispicata*](#). *Chem Pharm Bull (Tóquio)*. 2001; 49 (8): 954-7.

Ladeji O, Omekarah I, Solomon M. Hypoglycemic properties of aqueous bark extract of *Ceiba pentandra* in streptozotocin-induced diabetic rats. *J Ethnopharmacol*, 2003 84:139–142

Lopes SO, Moreno PRH, Henriques AT. Growth characteristics and chemical analysis of *Psychotria carthagenensis* cell suspension cultures. *Enzyme and Microbial Technology*, 2000. v. 26, 259-264.

Lorenzi H. *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. 3º ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2009. v.2, 384p.

Lorenzi H. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. Nova Odessa: Plantarum, 2002. 368p.

Ly P, Pillot D, Lamballe P, Neergaard A. Evaluation of bamboo as an alternative cropping strategy in the northern central upland of Vietnam: above-ground carbon fixing capacity, accumulation of soil organic carbon, and socio-economic aspects. *Agric Ecosyst Environ*, 2012. 149, 80-90. [10.1016/j.agee.2011.12.013](https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.013)

Maia AIV, Torres MCM, Pessoa ODL. Óleos essenciais das folhas de *Vernonia Remotiflora* e *Vernonia Brasiliana*: composição química e atividade biológica. *Quím. Nova*. 2010, vol.33, n.3, pp. 584-586. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000300018>.

Malhi Y, Wood D, Baker TR, et al. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Glob Change Biol*, 2006. n. 12, 1107–1138.

Maruani T, Amit-Cohen I. The effectiveness of the protection of riparian landscapes in Israel. *Land Use Policy*, 2009. 26: 911–918.

Matheus ME, Fernandes OS, Silveira, CS, Rodrigues, VP, Menezes F, Fernandes PD, Inhibitory effects of *Euterpe oleracea* (Mart.) on nitricoxide production and iNOS expression. *J. Ethnopharmacol*. 2006. 107, 291–296.

Matos FJA 2000. Plantas medicinais – Guia de seleção e emprego de plantas usadas em fitoterapia no Nordeste do Brasil, 2 edição: Imprensa universitária da UFC, Fortaleza.

Mesquita R, Ickes K, Ganade G, Williamson GB. Alternative successional pathways in the Amazon basin. *J Ecol*, 2001. 89, 528-537.

Monteiro EA, Fisch STV. Estrutura e padrão espacial das populações de *Bactris setosa* Mart e *B. hatschbachii* Noblick ex A. Hend (Arecaceae) em um gradiente altitudinal, Ubatuba (SP). *Biota Neotrop*. 2005, 111-117. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032005000300007>

Moreira FMS, Silva MF, Faria SM. Occurrence of nodulation in legume species in the Amazon region of Brazil. *New Phytol*, 1992. 121: 563-570.

Moura DC, Schlindwein C. Mata ciliar do Rio São Francisco como biocorredor para *Euglossini* (Hymenoptera: Apidae) de florestas tropicais úmidas. *Neotrop Entomol*, 2009. 38: 281-284.

Naiman RJ, DéCamps H, McClain ME. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, Burlington. 2005.

Nascimento HEM, Laurance WF. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecol Manag*, 2002. 168, 311–321.

Nascimento M, Barbosa R, Villela D, Procor J. Above-ground biomass changes over an 11 years period in Amazon monodominant forests and two other lowland forest. *Plant Ecol*, 2007. 192, 181-191.

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

Nugeo/Labmet - Núcleo Geoambiental / Laboratório de Meteorologia. 2013. disponível em <http://www.nemrh.uema.br/meteoro/meteoro.htm>.

Oliveira AB, Raslan DS, Miraglia MCM, Mesquita AAL, Zani CL, Ferreira DT, Maia JGS 1990. Estrutura química e atividade biológica de naftoquinonas de Bignoniaceas

Oliveira AL, Brunini MA, Salandini CAR, Bazzo FR. Caracterização tecnológica de jabuticabas ‘Sabará’ provenientes de diferentes regiões de cultivo. Rev Bras Fruticultura, 2003. v. 25, n. 3, p. 397-400.

Osterkamp WR, Hupp CR. Fluvial processes and vegetation – glimpses of the past, present, and perhaps the future. Geomorphology, 2010. 116, 274–285.

Peixoto AL, Escudeiro A. *Pachira aquatic* (Bombacaceae) na Obra “História dos Animais e Árvores do Maranhão” de Frei Cristóvão de Lisboa. Rodriguésia, 2002, 53 (82): 123-130.

Pettit GR, Meng YH, Herald, DL. et al. Isolation and Structure of Ruprechtstyryl from *Ruprechtia tangarana*. J Nat Prod. 2003, 1065-1069.

Pontes TA, Alves M. Padrões de distribuição geográfica das espécies de Araceae ocorrentes em fragmentos de floresta atlântica em Pernambuco, Brasil. Rev Bras Biocien, Porto Alegre, 2011. v. 9, n. 4, 444-454.

Reyes AEL. Trilhas da ESALQ. CIIAGRI-USP. Disponível em: <http://www.esalq.usp.br/trilhas/medicina/am12.htm?PHPSESSID=19bd21a234c17b180f3651070918e1c0>.

Rieger I, Lang F, Kowarik I, Cierjacks A. The interplay of sedimentation and carbon accretion in riparian forests, Geomorphology, 2014. 214, 157–167

Rosa CAM. Eficiência do tratamento preservativo de três espécies de bambu com CCB. 2009. Disponível em: <http://www.artigocientifico.com.br/uploads/artc_1271421148_56.pdf>. Acesso: 15 de out. 2014.

Rosko YR, Bisby FA, Zarucchi JL, Schrire BD, White RJ, (Eds.) 2010. ILDIS World Database of Legumes: Draft checklist, version 10. CD-ROM. ILDIS: Reading, U.K. Identifier: <http://www.ildis.org/LegumeWeb>

Russo EB. Village life of the Machiguenga. 2002. <http://montana.com/manu/village.html>. 4 p.

Saldarriaga JG, West DC, Tharp ML, Uhl C. Long-Term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *J Ecol*, 1988. Vol. 76, No. 4, 938-958.

Santos MB, Cardoso RL, Fonseca AAO, Conceição MN. Caracterização e qualidade de frutos de umbu-cajá (*Spondias tuberosa* x *S. mombin*) provenientes do recôncavo sul da Bahia. *Rev Bras Frutic*, 2010, v. 32, 1089-1097.

Seaman BS, Schulze CH. The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understory forest birds. *Biol Conserv*, 2010. 143(2): 391-398.

Seo EK, Kim NC, Mi QW, Chai HY, Wall ME, Wani MC, Navarro HA, Burgess JP, Graham JG, Cabieses F, Tan GT, Farnsworth NR, Pezzuto JM, Kinghorn AD (2001) Macharistol, a new cytotoxic cinnamylphenol from the stems of *Machaerium aristulatum*. *J Nat Prod* 64:1483–1485

Silva EM, Souza JNS, Rogez H, Rees JF, Larondelle Y. Antioxidant activities and polyphenolic contents of fifteen selected plant species from the Amazonian region. *Food Chemistry*, 2007. 101, 1012–1018

Silva RMC. *O bambu no Brasil e no mundo*. 2005. p.17-37. Disponível: <http://www.embambu.com.br/imagens/bambu_brasil_mundo.pdf>. Acesso em: 14 out. 2014.

Slik JWF, Paoli G, McGuire K, et al. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecol Biogeogr*, 2013. 1-10 n/a–n/a. doi:10.1111/geb.12092

Soil Survey Staff (2010) *Keys to Soil Taxonomy*. 11^a ed. Washington, USDA. 338p.

Souza ADL, Rocha AFI, Pinheiro MLB, Andrade CHS, Galotta ALAQ, Santos MPSS. Constituintes químicos de *Gustavia augusta* L. (LECYTHIDACEAE) Constituintes químicos de *Gustavia augusta* L. (Lecythidaceae). *Quím. Nova*. 2001, vol. 24, 439-442. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000400002>.

Souza ALT, Fonseca DG, Libório RA, Tanaka MO. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecol Manag*, 2013. v. 298, p. 12-18,

Souza GC, Hass APS, Von Poser GL, Schapoval EES, Elisabetsky E. Ethnopharmacological studies of antimicrobial remedies in the south of Brazil. 2004, *Journal of Ethnopharmacology*, v.90, n.1, 135-143.

Souza LAG, Silva MF, Moreira FW. Capacidade de nodulação de cem leguminosas da Amazônia. *Acta Amaz*, 1994. 24(1-2): 9-18

Strasser T, Lang S, Pernkopf L, Paccagnel K, Proceedings of Geobia, the Fourth CEOBIA: Geographic Object-based Image Analysis, May 7–9, 2012, Rio de Janeiro, Brazil. Object-based class modelling for assessing habitat quality in riparian forests, 555.

Taylor RSL. Antiviral activities of medicinal plants of Southern Nepal. *Journal of ethnopharmacology* 1996. v, 3, 97-104.

Turner BL, Haygarth PM. Biogeochemistry: Phosphorus solubilization in rewetted soils, *Nature*, 2001. 411, 240- 258.

Uhl C, Buschbacher RE, Serrao AS. Patterns of plant succession. *Ecology*, 1988. 76, 663–681.

United States Department of Agriculture - USDA. Agricultural Research Service – ARS, National Genetic Resources Program. Germplasm Resources Information Network - (GRIN) [Base de Dados Disponível na Internet]. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. URL: <http://www.ars-grin.gov2/cgi-bin/npgs/html/index.pl>.

Viana EP, Santa-Rosa RS, Almeida SSMS, Santos LS. Constituents of the stem bark of *Bauhinia guianensis*. *Fitoterapia. Phytochemical Communication*. 1999, 111- 112.

Vidon P, Allan C, Burns D, Duval TP, 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. *J Am Water Resour Assoc (JAWRA)* 46(2), 2010. 278-298.

Vieira S, Camargo PB, Selhorst D, Silva R, Hutyra L, Chambers JQ, Martinelli LA. Estrutura da floresta e dinâmica de carbono em florestas tropicais da Amazônia. *Oecologia*, 2004. 140(3), 468-479.

Vieira SL. *Fitoterapia da Amazônia. Manual das plantas medicinais*. Ed. Ceres, São Paulo, p.347, 1992.

Wei X, Sun G, Vose JM, Otsuki K, Zhang Z, Smetterm K. Forest ecohydrological processes in a changing environment. *Ecohydrology*, 2011. v. 4, 143–145,

Weiblen GD. Phylogenetic relationships of functionally dioecious *Ficus* (Moraceae) based on ribosomal DNA sequences and morphology. *Am J Bot*, 2000. v. 87, n 9, 1342-1357.

Zanne AE, Lopez-Gonzalez G, Coomes DA, et al. Global wood density database. 2009. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table 1. Allometric equations used to transform the vegetation measurements in aboveground live biomass.

Species or functional group	Vegetation successional stage	Allometric equation	Author
Tree >10cm DBH	Forest	$B = \exp(-2,977 + \ln(\text{di} \cdot \text{DHB}^2 \cdot \text{H}))$	Chave et al (2005)
Tree >1<10cm DBH	Secondary forest	$Y = 0,18598 \cdot \text{DBH}^2 + 3,155$	Ducey et al (2009)
Lianas >1<13,8cm DAB	Primary and secondary forest	$\text{Ln}(B) = -7,114 + 2,2276 \text{Ln}(\text{BD})$	Gehring et al (2004)
<i>Cecropia</i>		$Y = \text{EXP}(3,78 + 0,95 \cdot \text{LN}(\text{DBH})^4 + 1 \cdot \text{LN}(\text{H}))$	Uhl, R et al. (1988)
Babassu (adult palm)	Araceae	$B = -95,1 + 49,68(\text{H})$	Gehring et al (2011)
Bamboo	Poaceae	$Y = 0.3002 (\text{diam}15^2) + 0.115(\text{diam}15)$	Ly et al (2012)
Aninga	Araceae	$Y = 2.089 + 0.651x (\text{H})$	This research
Prediction of BD to lianas DBH	Primary and secondary forest	$\text{DBH} = -0,689 + (-0,014) \cdot (\text{diam}30)^2 + 1,198 \cdot \text{BD}$	Gehring <i>et al</i> (2008)
Prediction of BD to trees DBH	Secondary forest	$\text{DBH} = (-1,038 - 0,045) \cdot \text{BD}^2 + 1,416 \cdot \text{BD}$	Gehring <i>et al</i> (2008)

B = Biomass (Kg); Ln = Natural logarithm; DBH = Diameter at Breast Height (cm); BD = Basal Diameter

(Diameter at 30 above soil level, cm) DI = Value of specific density of wood; H = Height

Table 2. List of identified species in different degradation levels of Mearim riparian forest and also information about common name, growth habits, hidrografic zone and use.

Family botanical	Species	Popular name	Habit	Environment	Environmental services	Use	References
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	Tree	SA, TF		Food, medicinal	Campelo et al, 1989
	<i>Spondias mombim</i> L.	Cajazeiro	Tree	SA, TF		Food, medicinal	Santo et al, 2003
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana siphilitica</i> (L.f.) Leeuwenb.	Castanharana brava	Shrub	SA, TF		Medicinal	Local inf.
Araceae	<i>Montrichardia linifera</i> (Arruda) Schott	Aninga	Herbaceous	A	Food aquatic fauna	Medicinal	Amarozo et al, 1988
	<i>Montrichardia arborescens</i> (L.) Schott.	Aninga	Herbaceous	A	Food aquatic fauna	Medicinal	Jagessar et al, 2014
Arecaceae	<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.	Babaçu	Palm	TF		Food, charcoal, manure, handicraft, building material	Carrazza et al, 2012
	<i>Bactris acanthocarpa</i> Mart.	Marajá	Palm	TF		Food, building, medicinal	Local inf.
	<i>Bactris setosa</i> Mart.	Tucum	Palm	TF	Food fauna	Textile fiber, handicraft	Monteiro et al, 2005
	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Juçara	Palm	SA, TF	Food fauna	Food, textile fiber, handicraft, medicinal	Matheus et al, 2006 Local inf.
Asteraceae	<i>Eupatorium maximilianii</i> Schras	Arnica do campo	Shrub	SA, TF		Medicinal	Local inf.
	<i>Vernonia brasiliana</i> (L.) Druce.	Assa-peixe	Shrub	SA, TF		Natural insecticide, medicinal	Maia et al, 2010 Local inf.
Bignoniaceae	<i>Crescentia cujete</i> L.	Cuité	Tree	SA, TF		Medicinal, handicraft, musical instrument, building material	Local inf.
	<i>Tabebuia Serratifolia</i> (Vahl.) Nich.	Ipê Amarelo	Tree	TF		Wood, medicinal, ornamental	Matos 2000 Oliveira et al, 1990
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	Tree	TF		Food, medicinal, cosmetic, industry	Coelho et al, 2003 Inf. local
Boraginaceae	<i>Cordia multispicata</i> Cham.	Carucaá	Tree	TF		Medicinal	Kuroyanagi, 2001
Capparaceae	<i>Capparis flexuosa</i> L.	Feijão de boi		SA, TF		Medicinal	Araújo, 2009
	<i>Crataeva tapia</i> L.	Trapiá	Tree	TF		Food, wine drink, Wood, medicinal	Lorenzi 2002, Local inf.

Table 2. List of identified species in different degradation levels of Mearim riparian forest and also information about common name, growth habits, hidrografic zone and use. 29

Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Bacupari	Tree	TF		Food, medicinal	Bernardi, 2007
	<i>Platonia insignis</i> Mart.	Bacurí	Tree	AS, TF	Food fauna	Food, Wood	Local inf.
Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Cajazinho	Tree	SA, TF		Medicinal, food	Lorenzi, 2009
Euphorbiaceae	<i>Jatropha gossypifolia</i> L.	Pião roxo	Tree	SA, TF		Medicinal	Taylor, 1996
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Visgueiro	Tree	SA, TF		Medicinal	Hajdu et al, 2012 Inf. local
Fabaceae							
Faboideae	<i>Abrus precatorius</i> L.	Juquirí	Shrub	A, SA	Fixation N ₂	Handicraft, Medicinal	Anam, 2001. Local inf.
	<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw.	Cortiça do brejo	Shrub	A, SA	Fixation N ₂	Handicraft	
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R. A. Howard.	Sombreiro	Tree	A, SA	Fixation N ₂	Wood, charcoal, urban forestry	Local inf.
	<i>Dalbergia monetaria</i> L. f.	Verônica branca	Tree	SA, TF	Fixation N ₂	Medicinal	Silva et al, 2007
	<i>Derris floribunda</i> (Benth.) Ducke	Timbó bravo	Liana	SA, TF	Fixation N ₂	Toxic, fishing, medicinal	Di Stasi et al., 1989
	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	Embira-de-sapo	Tree	A, SA	Fixation N ₂	Food, medicinal, Wood	Local inf.
	<i>Machaerium aristulatum</i> (Spruce ex Benth.) Ducke	Cortiça de espinho	Tree	A, SA	Fixation N ₂	Medicinal	Seo el at, 2001
	<i>Machaerium inundatum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Aturiá	Tree	SA	Fixation N ₂	Medicinal	Roskov et al, 2010
Mimosoideae	<i>Albizia glabripetala</i> (H.S.Irwin) G.P.Lewis & P.E.Owe	Grujubeira	Tree	SA, TF	Fixation N ₂	Wood	Local inf.
	<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J.W.Grimes	Bigueiro	Tree	SA, TF	Fixation N ₂	Wood	Local inf.
	<i>Dimorphandra sp</i>	Faveiro	Tree	SA, TF	Fixation N ₂	Wood	Local inf.
	<i>Inga disticha</i> Benth.	Ingá	Tree	A, SA	Fixation N ₂	Food	Local inf.
	<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá cipó	Tree	A, SA	Fixation N ₂	Food, medicinal	Silva et al, 2007
	<i>Mimosa pigra</i> L.	Maliça	Shrub	A, SA,TF	Fixation N ₂ Apiculture		Roskov et al, 2010
	<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	Bordão-de-velho	Tree	SA, TF	Fixation N ₂	Food animal, medicinal, Wood	Local inf., Roskov et al, 2010
	<i>Senegalia riparia</i> (Kunth) Britton & Rose ex Britton & Killip	Paricá branco	Tree	SA, TF	Fixation N ₂	Wood	Inf. local
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.)	Monjoleiro	Tree	SA, TF	Fixation N ₂	Wood, carvão,	Local inf.

Table 2. List of identified species in different degradation levels of Mearim riparian forest and also information about common name, growth habits, hidrografic zone and use. 30

	Britton & Rose					firewood	
Caesalpinioideae	<i>Bauhinia acreana</i> Harms	Pata de vaca	Tree	SA,TF		Medicinal	Local inf.
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Bauhinia	Tree	SA,TF		Medicinal	Vieira, 1992, Silva et al, 2007
	<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl	Escada-de-jabuti	Liana	TF		Medicinal	Viana et al, 1999
	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Mata-pastão	Tree	A, SA,TF		Medicinal	Roskov et al, 2010
	<i>Senna fruticosa</i> (Mill.) H.S.Irwin & Barneby	Fedegoso	Shrub	A, SA,TF		Ornamental	Local inf.
	<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S.Irwin & Barneby	Mata pasto	Tree	A, SA,TF		Medicinal	Local inf.
Lamiaceae	<i>Vitex capitata</i> Vahl	Tarumã	Tree	TF		Wood	Local inf.
Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i> L.	Juruparana	Tree	SA,TF	Food fauna	Medicinal, Ornamental	Souza et al, 2001
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Samaúma	Tree	SA,TF		Wood, fiber, laminated wood, medicinal	Local inf., Ladeji et al, 2003
	<i>Helicteres pentandra</i> L.	Malva-cajuçara	Shrub	SA,TF		Medicinal	Local inf.
	<i>Hibiscus bifurcatus</i> Cav.		Shrub	AS,TF		Ornamental	Bovini et al, 2001
	<i>Sterculia chicha</i> St Hill	Chichá	Tree	TF		Wood	Local inf.
	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Munguba	Tree	A, SA		Urban forestry	Peixoto, 2002
Melastomataceae	<i>Mouriri cearensis</i> Huber	Manipuçá	Tree	SA,TF		Food	Local inf.
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott	Caxinguba	Tree	SA,TF		Medicinal, Wood	Weiblen, 2000
	<i>Ficus sp</i>	Gameleira	Tree	SA,TF		Medicinal	Weiblen, 2000
Myrtaceae	<i>Syzygium jambolanum</i> Lam.	Azeitoneira	Tree	SA,TF		Food, medicinal	Local inf.
Picramniaceae	<i>Picramnia latifolia</i> Tul.	Pau amargo	Shrub	SA		Medicinal	Diaz et al, 2004
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Pimenta brava	Shrub	SA,TF		Medicinal	Silva et al, 2001
Poaceae	<i>Gynerium sagittatum</i> (Aubl.) P.Beauv.	Flecheiro	Gramineous	SA,TF	Control erosion	Floral arrangement, carpet, basket and arrow	Kalliola, 1992 Russo, 2002.
	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J.C.Wendl.	Bambú	Gramineous	SA	Control erosion	Food, medicinal, fiber, cosmetic, charcoal, Celulose, building	Rosa et al., 2009 Silva et al., 2005
Polygalaceae	<i>Bredemeyera altissima</i> (Poepp.) A.W. Benn	No information	Shrub	SA,TF		No information	
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Cocoloba	Tree	TF		Medicinal	Cota et al, 2003
	<i>Coccoloba ovata</i> Benth.	Cocoloba	Tree	TF		Medicinal	Cota et al, 2003

Table 2. List of identified species in different degradation levels of Mearim riparian forest and also information about common name, growth habits, hidrografic zone and use. 31

	<i>Ruprechtia brachysepala</i> Meiss.	Popoca	Shrub	SA,TF			
	<i>Ruprechtia tangarana</i> Standl.	Taxizeiro	Tree	SA,TF		Medicinal	Pettit et al, 2003
Rubiaceae	<i>Chomeria tenuiflora</i> Benth.	Limaorana	Shrub	SA,TF			
	<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Tree	SA,TF	Food fauna	Food, medicinal, liquor, dye	Local inf.
	<i>Genipa spruceana</i> Steyerm.	Jenipapinho	Tree	SA,TF	Food fauna	Food, medicinal	Local inf.
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Cafeeiro-do-mato	Shrub	SA,TF		Medicinal	Lopes et al, 2000
	<i>Psychotria racemosa</i> Rich.	Cafezinho	Shrub	SA,TF		Medicinal	Local inf.
	<i>Randia armata</i> (Swartz.) DC.	Limoeiro-do-mato	Shrub	SA,TF		Food, ornamental, medicinal, cosmetic and bait fish	Balick et al., 2000, USDA, 2004
Salicaceae	<i>Banara arguta</i> Briq.	No information	Tree	A, SA		Ornamental, medicinal	Local inf.
	<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	Espeto-branco	Shrub	SA,TF	Apiculture	Medicinal, charcoal, building	Local inf.
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Sardinheira	Shrub	SA,TF	Apiculture	Medicinal, charcoal, building	Agra et al, 2007. Inf. local
Solanaceae	<i>Solanum didymum</i> Dunal	Jurubeba	Shrub	AS, TF		Medicinal	Souza, 2004
	<i>Solanum jamaicense</i> Mill.	Jurubebinha	Shrub	SA,TF		Natural insecticide	Coimbra, 2007
	<i>Solanum stramonifolium</i> Jacq.	Jurubeba-branca	Shrub	SA,TF		Medicinal	Souza, 2004
Urticaceae	<i>Cecropia concolor</i> Willd.	Embaúba	Tree	A, SA		Medicinal	Local inf.
	<i>Cecropia distachya</i> Huber	Embaúba-vermelha	Tree	SA,TF	Apiculture	Medicinal,	Local inf.
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trec.	Embaúba-do-brejo	Tree	SA,TF		Medicinal	Oliveira et al, 2003

A =Aquatic, SA= Semi-Aquatic, TF = 'Terra Firme' / Local inf. = Local information

ANEXOS

Normas da revista *Forest Ecology and Management*

Forest Ecology and Management publishes scientific articles that link forest ecology with forest management, and that apply biological, ecological and social knowledge to the management and conservation of man-made and natural forests. The scope of the journal includes all forest ecosystems of the world.

A refereeing process ensures the quality and international interest of the manuscripts accepted for publication. The journal aims to encourage communication between scientists in disparate fields who share a common interest in ecology and forest management, and to bridge the gap between research workers and forest managers in the field to the benefit of both.

Authors should demonstrate a clear link with forest ecology and management. For example, papers dealing with remote sensing are acceptable if this link is demonstrated, but not acceptable if the main thrust is technological and methodological. Similarly, papers dealing with molecular biology and genetics may be more appropriate in specialized journals, depending on their emphasis. The journal does not accept articles dealing with agro-forestry. The journal does not recognize 'short communications' as a separate category.

The editors encourage submission of papers that will have the strongest interest and value to the Journal's international readership. Some key features of papers with strong interest include:

1. Clear connections between the ecology and management of forests;
2. Novel ideas or approaches to important challenges in forest ecology and management;
3. Studies that address a population of interest beyond the scale of single research sites ([see the editorial](#)), Three key points in the design of forest experiments, *Forest Ecology and Management* 255 (2008) 2022-2023);
4. Review Articles on timely, important topics. Authors are encouraged to contact one of the editors to discuss the potential suitability of a review manuscript.

We now receive many more submissions than we can publish. Many papers are rejected because they do not fit within the aims and scope detailed above. Some examples include:

1. Papers in which the primary focus is, for example, entomology or pathology or soil science or remote sensing, but where the links to, and implications for, forest management are not clear and have not been strongly developed;
2. Model-based investigations that do not include a substantial field-based validation component;
3. Local or regional studies of diversity aimed at the development of conservation policies;
4. The effects of forestry practices that do not include a strong ecological component (for example, the effects of weed control or fertilizer application on yield);
5. Social or economic or policy studies (please consider our sister journal, 'Forest Policy and Economics').

Types of paper

1. Regular papers. Original research papers should report the results of original research. The material should not have been previously published elsewhere, except in a preliminary form.
2. Review articles. Review articles are encouraged. The most useful reviews go beyond summarizing the literature and focus on synthesizing key insights that will be most useful to readers. Authors are encouraged to discuss potential review topics with one of the Journal's editors.
3. Papers for Special Issues. *Forest Ecology and Management* publishes several Special Issues each year to explore major topics in the field in depth. If your paper has been invited by a Guest Editor for a Special Issue, please identify the special issue in the "article type" entry in the submission process, and note the special issue name on the title page.

Article structure

Subdivision

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to "the text". Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient detail to allow the work to be reproduced. Methods already published should be indicated by a reference: only relevant modifications should be described.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

Essential title page information

- **Title.** Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.
- **Author names and affiliations.** Where the family name may be ambiguous (e.g., a double name), please indicate this clearly. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower-case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.
- **Corresponding author.** Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. **Ensure that phone numbers (with country and area code) are provided in addition to the e-mail address and the complete postal address. Contact details must be kept up to date by the corresponding author.**
- **Present/permanent address.** If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract

A concise and factual abstract is required (not longer than 400 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, then cite the author(s) and year(s). Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself

Graphical abstract

A Graphical abstract is optional and should summarize the contents of the article in a concise, pictorial form designed to capture the attention of a wide readership online. Authors must provide images that clearly represent the work described in the article. Graphical abstracts should be submitted as a separate file in the online submission system. Image size: Please provide an image with a minimum of 531 × 1328 pixels (h × w) or proportionally more. The image should be readable at a size of 5 × 13 cm using a regular screen resolution of 96

dpi. Preferred file types: TIFF, EPS, PDF or MS Office files. See <http://www.elsevier.com/graphicalabstracts> for examples.

Authors can make use of Elsevier's Illustration and Enhancement service to ensure the best presentation of their images also in accordance with all technical requirements: [Illustration Service](#).

Highlights

Highlights are mandatory for this journal. They consist of a short collection of bullet points that convey the core findings of the article and should be submitted in a separate file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point). See <http://www.elsevier.com/highlights> for examples.

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of'). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Units

SI (Système International d'unités) should be used for all units except where common usage dictates otherwise. Examples of non-SI that may be more appropriate (depending on context) in many ecological and forestry measurements are ha rather than m², year rather than second. Use Mg ha⁻¹, not tonnes ha⁻¹, and use &mgr;g g⁻¹, not ppm (or for volume, &mgr;L L⁻¹ or equivalent). Tree diameter will generally be in cm (an approved SI unit) rather than m. Units should be in the following style: kg ha⁻¹ year⁻¹, kg m⁻³. Non-SI units should be spelled in full (e.g. year). Do not insert 'non-units' within compound units: for example, write 300 kg ha⁻¹ of nitrogen (or N), not 300 kg N ha⁻¹.

Math formulae

Present simple formulae in the line of normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article. Many wordprocessors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article. Do not include footnotes in the Reference list.

Table footnotes

Indicate each footnote in a table with a superscript lowercase letter.

Artwork

Electronic artwork

General points

- Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.
- Preferred fonts: Arial (or Helvetica), Times New Roman (or Times), Symbol, Courier.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.
- Indicate per figure if it is a single, 1.5 or 2-column fitting image.
- For Word submissions only, you may still provide figures and their captions, and tables within a single file at the revision stage.
- Please note that individual figure files larger than 10 MB must be provided in separate source files.

A detailed guide on electronic artwork is available on our website:

<http://www.elsevier.com/artworkinstructions>.

You are urged to visit this site; some excerpts from the detailed information are given here.

Formats

Regardless of the application used, when your electronic artwork is finalized, please 'save as' or convert the images to one of the following formats (note the resolution requirements for line drawings, halftones, and line/half-tone combinations given below):

EPS (or PDF): Vector drawings. Embed the font or save the text as 'graphics'.

TIFF (or JPG): Color or grayscale photographs (halftones): always use a minimum of 300 dpi.

TIFF (or JPG): Bitmapped line drawings: use a minimum of 1000 dpi.

TIFF (or JPG): Combinations bitmapped line/half-tone (color or grayscale): a minimum of 500 dpi is required.

Please do not:

- Supply files that are optimized for screen use (e.g., GIF, BMP, PICT, WPG); the resolution is too low.
- Supply files that are too low in resolution.
- Submit graphics that are disproportionately large for the content.

Color artwork

Please make sure that artwork files are in an acceptable format (TIFF (or JPEG), EPS (or PDF), or MS Office files) and with the correct resolution. If, together with your accepted article, you submit usable color figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in color on the Web (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in color in the printed version. **For color reproduction in print, you will receive information regarding the costs from Elsevier after receipt of your accepted article.** Please indicate your preference for color: in print or on the Web only. For further information on the preparation of electronic artwork, please see <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>.

Please note: Because of technical complications which can arise by converting color figures to 'gray scale' (for the printed version should you not opt for color in print) please submit in addition usable black and white versions of all the color illustrations.

Figure captions

Ensure that each illustration has a caption. A caption should comprise a brief title (**not** on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Tables

Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text. Place footnotes to tables below the table body and indicate them with superscript lowercase letters. Avoid vertical rules. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in tables do not duplicate results described elsewhere in the article.

References

Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the

publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication'. Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Reference links

Increased discoverability of research and high quality peer review are ensured by online links to the sources cited. In order to allow us to create links to abstracting and indexing services, such as Scopus, CrossRef and PubMed, please ensure that data provided in the references are correct. Please note that incorrect surnames, journal/book titles, publication year and pagination may prevent link creation. When copying references, please be careful as they may already contain errors. Use of the DOI is encouraged.

Web references

As a minimum, the full URL should be given and the date when the reference was last accessed. Any further information, if known (DOI, author names, dates, reference to a source publication, etc.), should also be given. Web references can be listed separately (e.g., after the reference list) under a different heading if desired, or can be included in the reference list.

References in a special issue

Please ensure that the words 'this issue' are added to any references in the list (and any citations in the text) to other articles in the same Special Issue.

Reference management software

This journal has standard templates available in key reference management packages EndNote (<http://www.endnote.com/support/enstyles.asp>) and Reference Manager (<http://refman.com/support/rmstyles.asp>). Using plug-ins to wordprocessing packages, authors only need to select the appropriate journal template when preparing their article and the list of references and citations to these will be formatted according to the journal style which is described below.

Reference formatting

There are no strict requirements on reference formatting at submission. References can be in any style or format as long as the style is consistent. Where applicable, author(s) name(s), journal title/book title, chapter title/article title, year of publication, volume number/book chapter and the pagination must be present. Use of DOI is highly encouraged. The reference style used by the journal will be applied to the accepted article by Elsevier at the proof stage. Note that missing data will be highlighted at proof stage for the author to correct. If you do wish to format the references yourself they should be arranged according to the following examples:

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication;
3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication.

Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references should be listed first alphabetically, then chronologically.

Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999). Kramer et al. (2010) have recently shown ...'

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

Examples:

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59.

Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book:

Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

Journal abbreviations source

Journal names should be abbreviated according to the List of Title Word

Abbreviations: <http://www.issn.org/services/online-services/access-to-the-ltwa/>.