INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Influência do pulso de inundação sobre a variação sazonal de queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central e viabilidade de estimação por sensoriamento remoto

RODRIGO NUNES DE SOUSA

Manaus, Amazonas

Dezembro, 2013

RODRIGO NUNES DE SOUSA

Influência do pulso de inundação sobre a variação sazonal de queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central e viabilidade de estimação por sensoriamento remoto

BRUCE RIDER FORSBERG
Orientador

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia (Ecologia).

Manaus, Amazonas

Dezembro, 2013

S725 Sousa, Rodrigo Nunes de.
Influência do pulso de inundação sobre a variação sazonal de queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central e viabilidade de estimação por sensoriamento remoto/ Rodrigo Nunes de Sousa. --- Manaus : [s.n], 2013.
61 f. : il. color

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2013.
Orientador : Bruce Rider Forsberg.
Área de concentração : Ecologia.

1. Florestas de várzea - Amazônia. 2. Fenologia. 3. Sensoriamento Remoto. I. Título.

CDD 581.5

Sinopse:

Estudou-se a sazonalidade da queda de folhas em florestas de várzea localizadas no Município de Manacapuru, Amazônia Central. É apresentada uma estimativa de correlação entre a taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) e a duração das fases aquática e terrestre do pulso de inundação. Adicionalmente, é apresentada uma estimativa de correlação entre a taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) e variações do Índice de Vegetação EVI/MODIS obtido por sensoriamento remoto. Os resultados corroboram estudos anteriores que apontam o pulso de inundação como o principal fator controlador da senescência e queda de folhas nas florestas de várzea. Adicionalmente, mostramos uma correlação significativa entre variações do Índice de Vegetação EVI/MODIS e a duração da fase terrestre do pulso de inundação. Sugerimos que o uso de sensoriamento remoto para estudos de fenologia foliar em florestas de várzea deveriam incluir correções das imagens relacionadas à geometria de aquisição das imagens e uso de modelos de mistura espectral para separar efeitos de contaminação dos pixels de floresta com fração sombra do dossel e fração água abaixo do dossel.

Palavras-chave: Florestas de várzea, fenologia foliar, MODIS EVI

Agradecimentos,

Gostaria de agradecer à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pelo financiamento do projeto de pesquisa através do edital PRONEX: “Dinâmica de Mercúrio e Carbono na Bacia Amazônica”.

À CAPES pela bolsa de estudos, que me deu suporte financeiro ao longo de 24 meses.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), pelo curso de Mestrado e fornecimento de transporte e combustível para os trabalhos de campo.

Ao bolsista Marcelo Lima e ao Dr. Flávio Luizão, chefe do laboratório BIONTE/INPA, pelo apoio logístico para processamento das amostras de campo.

Gostaria de agradecer especialmente ao meu orientador, Dr. Bruce Rider Forsberg, pelo inestimável aprendizado e apoio moral nas horas difíceis.

Também sou muito grato aos revisores do plano de trabalho, aos membros da banca de qualificação e revisores desta dissertação por importantes contribuições para melhorias de nossa pesquisa e comunicação científica. Especialmente aos Dr.s Bruce Nelson e Jochen Schöngart que contribuíram com informações valiosas sobre metodologias e estado de arte do tema aqui abordado.

Especial agradecimento ao Sr. Francisco de Assis, meu guia de campo, com quem aprendi tanto sobre a natureza e a vida. A todos os moradores das comunidades da Costa do Marrecão, Ilha do Marrecão, Costa do Pratari, Costa do Canabuoca e Lago do Piranhas que nos acolheram e auxiliaram nos trabalhos de campo, fornecendo estadia e alimentação em troca de amizade. Agradeço especialmente ao Sr. José Lima, técnico do herbário do INPA, atualmente aposentado, pelo levantamento florístico realizado em campo. Também agradeço ao amigo Bruno Lima pela ajuda em diversas viagens de trabalho de campo.

Aos pesquisadores, técnicos e colegas estudantes do INPA com quem tanto aprendi ao longo de 2 anos e meio de convivência.

Gostaria de agradecer à minha companheira Marcella, que tanto me apoiou nos momentos de dificuldades.

Finalmente, meus eternos agradecimentos a meus pais, que me criaram com tantos cuidados e valores morais e a meus irmãos com quem compartilho os momentos importantes da minha vida.

RESUMO

"Influência do pulso de inundação sobre a variação sazonal de queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central e viabilidade de estimação por sensoriamento remoto”

As florestas da várzea recobrem extensa área da Bacia Amazônica (~ 400.000 km²) e apresentam elevados estoques de carbono (~ 128 $MgC.ha^{-1}$), constituindo um importante componente do balanço global de carbono. O presente estudo contribuiu para a estimação de taxas mensais de queda de folhas em termos de biomassa seca ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) e para testar possíveis efeitos do pulso de inundação sobre a sazonalidade da queda de folhas em florestas de várzea. Adicionalmente, foi avaliado o efeito da fenologia foliar sobre o índice de vegetação EVI/MODIS (Enhanced Vegetation Index, sensor MODIS). A área de estudo compreendeu 12 ha de florestas de várzea, distribuídos em 12 transectos de 250 x 40 m, localizados no Município de Manacapuru, Amazônia Central. Foram utilizados coletores de liteira cônicos com área superficial unitária de 0,96 m², instalando-se 10 coletores por transecto. A altura dos coletores variou conforme a cota de inundação local. As amostras foram coletadas mensalmente, incluindo 4 messes de inundação (fase aquática) e 4 meses emersos (fase terrestre). Testamos possíveis correlações entre a taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$), a duração das fases terrestre e aquática, e EVI/MODIS utilizando ANOVA, teste-t e modelos de regressão simples. A taxa de queda de folhas foi maior durante a fase aquática, comparada com a fase terrestre do pulso de inundação. Durante a fase aquática a taxa de queda de folhas aumentou em função do aumento do número de dias inundados até o pico da inundação. A partir deste ponto, até 4 meses de fase terrestre, houve redução da taxa de queda de folhas e brotamento de folhas novas. A taxa mensal de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) apresentou correlação negativa fraca, porém significativa, com o EVI/MODIS ao longo dos 8 meses de coletas de dados. No entanto, o EVI/MODIS pode ser influenciado não apenas pela fenologia foliar, mas por outros fatores como variações sazonais do ângulo zenital solar e por absorção da radiação pela água durante o período de inundação em florestas de várzea da Amazônia Central.

Palavras chave: fenologia foliar, EVI/MODIS, pulso de inundação, florestas de várzea Amazônicas.

ABSTRACT

"The influence of the seasonal flood pulse on the variation of leaf fall in central Amazon floodplain forests and the feasibility of leaf fall estimation by remote sensing"

Amazon white water floodplain forests (várzea forests) cover extensive areas in the Amazon basin (~ 400,000 sq Km), have high carbon stocks (~ 128 $MgC.ha^{-1}$) and are important components in the global carbon balance. The present study contributes new estimates of leaf litter fall ($Mg.ha^{-1}.month^{-1}$) in varzea forests and evaluates the effect of the seasonal flood pulse on its variability. Additionally, we evaluated the effects of seasonal variations in leaf phenology on the level of EVI/MODIS (Enhanced Vegetation Index/MODIS sensor). The study area comprised 12 ha of várzea forests distributed along 12 transects (250 x 40 m), located in the municipality of Manacapuru in the Central Amazon. We used conical litter traps with a 0,96 m^2 surface area, installing 10 collectors per transect. Litter trap height was adjusted according to water level. Samples were collected monthly, including 4 months of high water stage (aquatic phase) and 4 months of low water stage (terrestrial phase).We tested for significant relationships between leaf fall ($Mg.ha^{-1}.month^{-1}$) and hydrological phase (aquatic or terrestrial), hydrological phase duration and levels of EVI/MODIS, using ANOVA, regression and t-test. Rates of leaf fall were higher during the aquatic phase, compared to the terrestrial phase. Leaf fall increased gradually during the aquatic phase, reaching a maximum near peak flood, and then decreased as the water fell and leaf flush began. Leaf fall ($Mg.ha^{-1}.month^{-1}$) showed a weak, but significant, negative correlation with the level of EVI/MODIS along the 8 month sampling period. However, other factors may have also influenced the level EVI/MODIS in these Central Amazon floodplain forests, such as seasonal variations in the solar zenith angle and in the absorbance of radiation by underlying water.

Keywords: leaf phenology, EVI/MODIS, flood pulse, Amazon floodplain forests.

Sumário:

Agradecimentos IV

Resumo V

Abstract VI

Apresentação.....11

Objetivos.....16

Capítulo 1.....17

Capítulo 2.....32

Síntese.....50

Referências 52

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos transectos.....29

Tabela 2: Estatísticas básicas.....30

Capítulo 2

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos transectos.....50

Tabela 2: Estatísticas básicas.....50

Lista de Figuras

Capítulo 1

Figura 1. Mapa da área de estudo.....20

Figura 2. Cotas mensais da estação hidrológica de Manacapuru, cota média de inundação para os 12 transectos e média mensal da taxa de queda de folhas.....24

Figura 3. Valores médios de taxa de queda de folhas.....24

Figura 4. Modelo de regressão entre taxa de queda de folhas e duração da fase aquática.....25

Figura 5. Modelo de regressão entre taxa de queda de folhas e duração da fase terrestre.....26

Figura 6: Disposição dos coletores de liteira nos transectos.....28

Figura 7: Fotografia mostrando o posicionamento dos coletores de liteira.....28

Figura 8: Fotografia mostrando marca da cota máxima de inundação do ano 2012 no fuste das árvores.....29

Capítulo 2

Figura 1. Mapa da área de estudo.....37

Figura 2. Valores médios de taxa de queda de folhas..... 41

Figura 3. Valor médio de EVI/MODIS nas fases aquática e terrestre..... 42

Figura 4. Variação do EVI/MODIS entre os transectos ao longo do ano 2012.....42

Figura 5. Modelo linear de regressão entre a taxa de queda de folhas e o EVI/MODIS.....43

Figura 6. Modelo polinomial de 2ª ordem mostrando a variação dos ângulos zenitais solares ao longo do ano de 2012.....44

Figura 7. Modelo polinomial de 2ª ordem mostrando a variação EVI ao longo do ano de 2012. 44

Figura 8. Modelo linear de regressão entre ângulos zenitais solares e o EVI/MODIS.....45

Figura 9. Modelo linear de regressão entre ângulos azimutais relativos e o EVI/MODIS.....46

Figura 10. Modelo linear de regressão entre ângulos azimutais de visada e o EVI/MODIS....46

Apresentação

Florestas tropicais são importantes para o balanço global de carbono, contribuindo com 32 a 36 % da produção primária líquida global de ecossistemas terrestres (Clark *et al.*, 2001). Estima-se que as florestas inundáveis Amazônicas ocupam uma área aproximada de 400 mil km^2 com uma Produção Primária Líquida (PPL) anual estimada de 3,25 Pg de carbono (Junk *et al.*, 2011; Saatchi *et al.*, 2007). Neste contexto, as florestas inundáveis da planície fluvial Amazônica representam papel importante no balanço global de carbono entre a atmosfera e a biosfera.

A maior parte do CO_2 emitido pelo sistema fluvial Amazônico é derivado da respiração aquática de matéria orgânica vegetal recente, com idade inferior a cinco anos (Mayorga *et al.*, 2005). Essa matéria orgânica é originada, sobretudo, em florestas de terra firme e vegetação de áreas alagáveis. Numa análise preliminar do balanço de carbono na várzea Central Amazônica, Melack e Forsberg (2001) estimaram que 62% de toda produção primária aquática na bacia amazônica provém de florestas inundáveis.

A extensão lateral das áreas periodicamente inundadas na bacia amazônica varia entre centenas de metros a mais de 100 km de extensão. Esta variação ocorre em função do tamanho da bacia de captação, vazão dos rios, topografia e geomorfologia das terras baixas adjacentes, (Junk *et al.*, 1989, 2010).

As planícies de inundação, conhecidas como várzeas (Prance, 1980, Junk, *et al.* 1997, 2011), são formadas por aluviões de rios de "águas brancas" como os rios Solimões, Branco, Madeira, Juruá e Purus. Estes rios apresentam suas nascentes no sopé das montanhas andinas ou sub-andinas e são caracterizados por elevadas concentrações de sedimentos em suspensão (0,08 a 0,4 g/L), baixa transparência da água (visibilidade do disco de Sechi entre 0,1 e 0,5 m), e pH neutro (6,5 a 7,0) (Sioli, 1984, Prance, 1980, Junk, *et al.* 1997, 2011, Junk e Wantzen, 2004). Aproximadamente 75% da área total de várzeas é coberta por florestas densas, conhecidas como florestas de várzea, sendo os 25% restantes, cobertos por água aberta de rios e lagos, depressões inundáveis, bancos de areia e vegetação herbácea aquática (Melack e Hess, 2010).

Wittmann *et al.*, (2010) classificaram as florestas de várzeas de acordo com a amplitude e duração dos períodos de inundação e distribuição das espécies ao longo do

gradiente de inundação. Nesta classificação, são denominadas como várzeas baixas, florestas onde a cota média de inundação é maior que 3m, com período de inundação médio entre 50 e 230 dias por ano, e como várzeas altas, florestas onde a cota média de inundação é menor que 3m, com período de inundação médio menor que 50 dias por ano. A distribuição das espécies arbóreas em várzeas é influenciada por diversos fatores, sendo os mais importantes: a duração da fase aquática, a cota média de inundação, a dinâmica temporal e espacial dos pulsos de inundação, os processos de sucessão ecológica em comunidades de plantas, e a estabilidade física dos habitats são influenciados por sedimentação, erosão, correntes e ação de ondas (Junk *et al*., 1997; Worbes *et al*., 1997; Wittmann *et al*., 2006).

Analisando a fenologia de anéis de crescimento em florestas de várzea da bacia amazônica, Schöngart *et al*. (2002), apresentaram evidências de que o maior incremento de biomassa lenhosa ocorre durante a fase terrestre do pulso de inundação (Junk *et al*., 1989), e que durante a fase aquática, o crescimento cambial é reduzido ou interrompido completamente. O mesmo foi observado em anos de El Niño, (Schöngart *et al*., 2004, 2010), quando ocorre menor incidência de chuvas nas cabeceiras dos rios, ampliando a duração da fase terrestre e favorecendo o incremento de biomassa lenhosa. Segundo os mesmos autores, a produção de folhas representa um fluxo intermitente e variável ao longo do ciclo hidrológico anual. Contudo, a variação da cota média dos rios e a duração da fase de inundação, seriam os principais fatores influenciando a fenologia foliar nas florestas de várzea (Schöngart *et al.*, 2010).

A queda de flores, frutos e folhas em florestas de várzea ocorre principalmente no final do período de estiagem e início do período de enchente e representa eventos fenológicos distintos que ocorrem nesta fase: a floração e produção dos frutos – cuja dispersão, para muitas espécies, é feita por peixes (ictiocoria) e pela água (hidrocoria) - e a perda de folhas devido ao estresse causado pela inundaçãoo (Parolin *et al.,* 2010). Sabe-se atualmente que árvores completamente submersas podem sofrer estresse por atenuação da radiação fotossinteticamente ativa, déficit hídrico e limitação de trocas gasosas essenciais ao metabolismo das plantas. Durante a fase de cheia dos rios, os solos apresentam condições hipóxicas ou anóxicas para as raízes como resultado do consumo do oxigênio dissolvido pelas raízes, respiração de microrganismos e velocidade de difusão do oxigênio na água mais lenta do que é consumida (Crawford, 1989, 1992; Armstrong *et al*., 1994; Visser *et al.,* 2003). Além da depleção de oxigênio, os solos inundados apresentam maiores concentrações de CO_2, maior solubilidade de substâncias minerais, principalmente ferro, manganês e alumínio nas

formas reduzidas (Kozlowski, 1984; Crawford, 1989). Altas taxas de sedimentação como as apresentadas em florestas de várzeas do Rio Solimões podem reduzir o transporte de gases e favorecer o deplecionamento do oxigênio disponível para as plantas (Wittmann et al., 2004; Wittmann e Parolin, 2005).

Estudos realizados em florestas de várzea na Ilha da Marchantaria, próximo a Manaus, e na reserva Mamirauá, próximo a Tefé, sugerem que em todos os ecotipos florestais descritos por Borchert (1994), o pico de queda de folhas (leaf shedding) ocorreria durante a primeira metade da fase aquática, e o pico de produção de novas folhas (leaf flushing), ocorreria ao final da fase aquática. No entanto, ocorrem variações temporais interespecíficas de queda e produção de folhas (Schöngart et. al., 2002). Estudos anteriores observaram maior queda de folhas entre Agosto e Setembro nas florestas de terra firme, período de estiagem na Amazônia Central. Enquanto a maior queda de folhas, nas florestas de várzea e igapó, ocorreria entre Março e Agosto, correspondendo ao período de cheia nos rios da Amazônia Central (Haugaasen e Peres, 2005). Os mesmos autores concluíram que o pulso de inundação é o principal fator controlador da produção de liteira fina em florestas de várzea e igapó, enquanto em florestas de terra firme estes fatores seriam pluviosidade, solos e irradiância solar.

O uso de sensoriamento remoto para estudos da fenologia e propriedades biofísicas da vegetação teve início na década de 1970, quando cientistas desenvolveram os chamados índices de vegetação (Jordan, 1969; Pearson e Miller, 1972, Rouse *et al.*, 1973; Colwell, 1974; Tucker, 1979; Huete *et al,*. 1997).

Diversos estudos sugerem que variações em índices de vegetação como EVI, NDVI e EVI2, são sensíveis alterações do dossel florestal, e que portanto, seriam úteis para representar a fenologia da queda de folhas (Huete *et al.*, 1997, 2002; Xiao *et al.* 2006; Zeilhofer *et al.*, 2012).

O Índice de Vegetação Melhorado EVI (Enhanced Vegetation Index; Huete et al., 1997) apresenta forte correlação com alterações na estrutura do dossel - como variações do Área Foliar (IAF) e a arquitetura do dossel – e alterações no estado fisiológico das folhas – como verdor (‘greeness’) e turgidez (Huete et al., 1997; Huete et al., 2002). Conforme proposto por Kaufman e Tanré (1992), o azul foi incorporado ao EVI com a finalidade de atenuar interferências atmosféricas. Segundo os autores, a diferença entre a radiância do comprimento de onda do azul e do vermelho seria utilizada para correção do espalhamento atmosférico e absorção da radiação pelo ozônio.

O EVI é calculado como segue:

EVI= G (Rnir-Rred) / (L+Rnir+C1Rred-C2Rblue)

Onde:

G = 2,5; fator de ganho do sensor MODIS

L = 0,25; para vegetação muito densa

C1 = 6 (termo de "resistência" atmosférica para o comprimento de onda vermelho)

C2 = 7.5 (termo de "resistência" atmosférica para o comprimento de onda azul)

Rnir = reflectância da radiação infravermelho próximo

Rred = reflectância da radiação correspondente ao vermelho

Rblue = reflectância da radiação correspondente ao azul

Apesar do comprimento de onda referente ao vermelho ser mais fotossinteticamente ativo, sua porção na radiação incidente é utilizada pelas plantas do dossel. Na ausência de luz direta, as plantas pertencentes aos estratos inferiores passam a ter disponível uma maior proporção de comprimentos de onda referentes ao azul para realizar a fotossíntese (Crawley (1986). Isto sugere que o EVI responde a variações fenológicas na vegetação do sub-bosque. Portanto, esta sensibilidade pode estar relacionada a diferenças na estrutura da vegetação em questão ou mesmo à presença de clareiras naturais no interior dos fragmentos.

Hess *et al.* (2003) apresentaram dados que sugerem forte associação temporal entre a variação do EVI/MODIS e o pulso de inundação em florestas de várzea da Amazônia Central, e associam esta variação à sazonalidade da produção de novas folhas e deciduidade foliar. Clark *et al.* (2001) sugerem que será necessário coletar mais dados de produção primária líquida em campo para que possamos validar e calibrar modelos de biogeoquímica global do carbono com maior confiabilidade. Portanto, para se determinar o papel das florestas de várzea no balanço regional de carbono será necessário obter estimativas precisas da variação espaço-temporal da sua produção primária líquida. O presente estudo visa contribuir para a estimativa de um dos principais componentes da produção primária liquida em florestas de várzeas Amazônicas - a produção de biomassa foliar e sua sazonalidade (Schöngart *et. al*, 2010).

O presente trabalho foi dividido em dois capítulos. No primeiro capítulo descrevemos a variação temporal de queda de folhas durante as fases aquática e terrestre do pulso de inundação e a influência da duração da inundação sobre a queda de folhas em

florestas de várzea da Amazônia Central. No segundo capítulo, avaliamos o potencial de estimar a taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) a partir de variações no índice de vegetação EVI, derivado do sensor orbital MODIS/TERRA.

OBJETIVOS

Objetivo geral:

Avaliar métodos diretos e indiretos para estimar a queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central. Assim como investigar a influencia da inundação sobre a variação da queda de folhas nas fases aquática e terrestre do ciclo hidrológico da planície fluvial.

Objetivos específicos:

1. Caracterizar a variabilidade sazonal de biomassa seca produzida por queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) em florestas de várzea no Município de Manacapuru.

2. Testar possíveis efeitos sazonais da inundação sobre a queda de folhas em florestas de várzea no Município de Manacapuru.

3. Avaliar o potencial de utilizar o índice de vegetação EVI/MODIS para estimar a queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central.

Delineamento de Capítulos

Os objetivos específicos indicados acima serão abordados em dois capítulos distintos, apresentados em forma de publicação, com os seguintes títulos:

Capitulo 1: **Influência do pulso de inundação sobre a sazonalidade da queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central**

Capitulo 2: **Relação entre o índice de vegetação EVI (MODIS/TERRA) e a queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central.**

Capítulo 1

Sousa, R.N. & Forsberg, B.R. 2013. Influência do pulso de inundação sobre a sazonalidade da queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central. Manuscrito formatado para Acta Amazonica

Influência do pulso de inundação sobre a sazonalidade da queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central

Rodrigo Nunes de Sousa [1] & Bruce Rider Forsberg[2]

[1,2] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

Autor correspondente: rodrigonunessousa@gmail.com

RESUMO

As florestas localizadas na planície de inundação de rios de água branca (florestas de várzea) ocupam uma extensa área da bacia fluvial Amazônica (~ 400,000 km²) e apresentam elevadas estoques de Carbono (em média ~ 128 $MgC.ha^{-1}$), representando componentes importantes no balanço global de carbono. O estudo aqui apresentado tem como objetivo analisar o efeito sazonal da inundação sobre a queda de folhas em florestas de várzea no Município de Manacapuru, Amazônia central. Utilizamos coletores de liteira distribuídos ao longo de 12 transectos de 250 x 40 m, sendo 10 coletores por transecto. As amostras foram coletadas mensalmente, ao longo de 8 meses, incluindo estágios de fase aquática e terrestre. O material foi triado e separado em folhas, ramos e material reprodutivo e seco em estufa a 50 ºC por 72h para determinação da biomassa seca como taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$). Observaram-se diferenças significativas quanto à taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) entre a fase aquática e a fase terrestre do ciclo hidrológico ($F_{1,342}$ = 50,256; p < 0,000001) e (t_{335} = 6,798; p < 0,000001). A análise de regressão entre taxa de queda de folhas e o número de dias desde o início da fase aquática, apresentou correlação não significativa (r^2 = 0,00106; p = 0,6863; N = 155). Enquanto a análise de regressão entre taxa de queda de folhas e o número de dias desde o início da fase terrestre, apresentou correlação significativa (r^2 = 0,3387; p = 0,00001; N=182). As maiores taxas de queda de folhas ocorreram entre 60 e 120 dias após o início da fase aquática, reduzindo a partir do pico da cheia até o final da fase terrestre. Portanto, este estudo corrobora resultados de estudos anteriores que apontam o pulso de inundação como principal fator controlador da sazonalidade da queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia central.

Palavras-chave: bacia amazônica, florestas inundáveis, sazonalidade da queda de folhas

Flood pulse driving leaf fall seasonality on Central Amazon white water rivers floodplain forests

Rodrigo Nunes de Sousa [1] & Bruce Rider Forsberg[2]

[1,2] National Institute of Research on Amazon (INPA), Manaus, Amazonas, Brazil.
Corresponding author: rodrigonunessousa@gmail.com

ABSTRACT

Amazonian white water rivers floodplain forests (várzea forests) cover an extensive area (~ 400,000 Km²) and constitute big Carbon stocks (mean ~ 128 $MgC.ha^{-1}$), playing a major role on global carbon balance. The aim of this study was to analyze the effect of seasonal flooding over leaf fall on flooded forests plots located at Manacapuru district, Central Amazon Basin. We estimated leaf fall dry biomass using conic (0.5m radius) litter traps along 12 transects, each one covering 1 ha area (250 x 40 m dimensions), 10 collectors by transect. Sampling were conducted monthly, along 8 months, including aquatic and terrestrial flood pulse stages. Samples were separated on leafs, branches, and reproductive material. Then dehydrated on oven dryer at 50 ºC for 72h and normalized temporally to determine the dry biomass as monthly leaf fall dry biomass ($Mg.ha^{-1}.mont^{-1}$). Significant differences over the monthly leaf fall dry biomass were observed between the terrestrial and aquatic stages ($F_{1,342}$ = 50,256; p < 0,000001) and (t_{335} = 6,798; p < 0,000001). Linear regression analysis showed no significant correlation between leaf fall biomass and Julian days since beginning of aquatic stage (r^2 = 0,00106; p = 0,6863; N = 155). While leaf fall dry biomass showed significant correlation with Julian days since beginning of terrestrial stage (r^2 = 0,3387; p = 0,00001; N=182). Leaf fall maximum occurred between 60 – 120 days after beginning of aquatic stage, showing reduction from flooding peak to the late terrestrial stage. Therefore this study corroborates previous researches that indicated the flood pulse as the major factor controlling leaf fall seasonality on Amazonian white water rivers floodplain.

Keywords: Amazon basin, floodplain forests, leaf fall seasonality

INTRODUÇÃO

Florestas tropicais são importantes para o balanço global de carbono, contribuindo com 32 a 36 % da produção primária líquida global de ecossistemas terrestres (Clark *et al.*, 2001). As florestas localizadas na planície de inundação de rios de água branca (florestas de várzea) ocupam uma extensa área da bacia fluvial Amazônica (≃ 400,000 km²) e apresentam elevadas estoques de Carbono ≃ 128 $MgC.ha^{-1}$ (Saatchi *et al.*, 2007), representando componentes importantes no balanço global de carbono. Melack e Forsberg (2001) estimaram que 62% de toda produção primária aquática na bacia amazônica provém de florestas inundáveis.

A queda de folhas é um componente importante da produção primária, representando aproximadamente 75% da biomassa de liteira fina em florestas de várzea na Amazônia Central (Schöngart *et. al*, 2010). A produção de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central apresenta variabilidade sazonal significativa ao longo do ciclo hidrológico anual. Estudos de diversos autores apontam o pulso de inundação como principal fator indutor da queda de folhas em florestas de várzea (Junk *e. al.*, 1989; Nebel, *et al.*, 2001; Schöngart *et al.*, 2002; Parolin e Wittmann, 2010, Schöngart *et al.* 2010).

Melack e Hess (2010), estimaram que aproximadamente 75% da área das planícies de inundação são cobertas por florestas densas, conhecidas como florestas de várzeas e florestas de igapó (Prance, 1980, Junk, *et al.* 1997, 2011), sendo os 25% restantes, cobertos por água aberta de rios e lagos, depressões inundáveis, bancos de areia e vegetação herbácea aquática.

Clark *et al.* (2001) sugerem que será necessário coletar mais dados de produção primária líquida de liteira e biomassa lenhosa para que possamos validar e calibrar modelos de biogeoquímica global do carbono com maior confiabilidade. Portanto, para se determinar o papel das florestas de várzea no balanço regional de carbono será necessário obter estimativas precisas da variação espacial e temporal da produção primária líquida.

O objetivo deste estudo é caracterizar a sazonalidade da queda de folhas e a influência do pulso de inundação sobre a produção de biomassa foliar em florestas de várzea na Amazônia Central.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo compreende um trecho de mêsoescala (555 km^2) de planícies fluviais no curso médio do rio Solimões, entre a foz do rio Purus e a sede do município de Manacapuru, delimitada pelas coordenadas geográficas 3º17'43" S e W 60º37'14" e S 3º39'7" e W 60º54'24" (Figura 1).

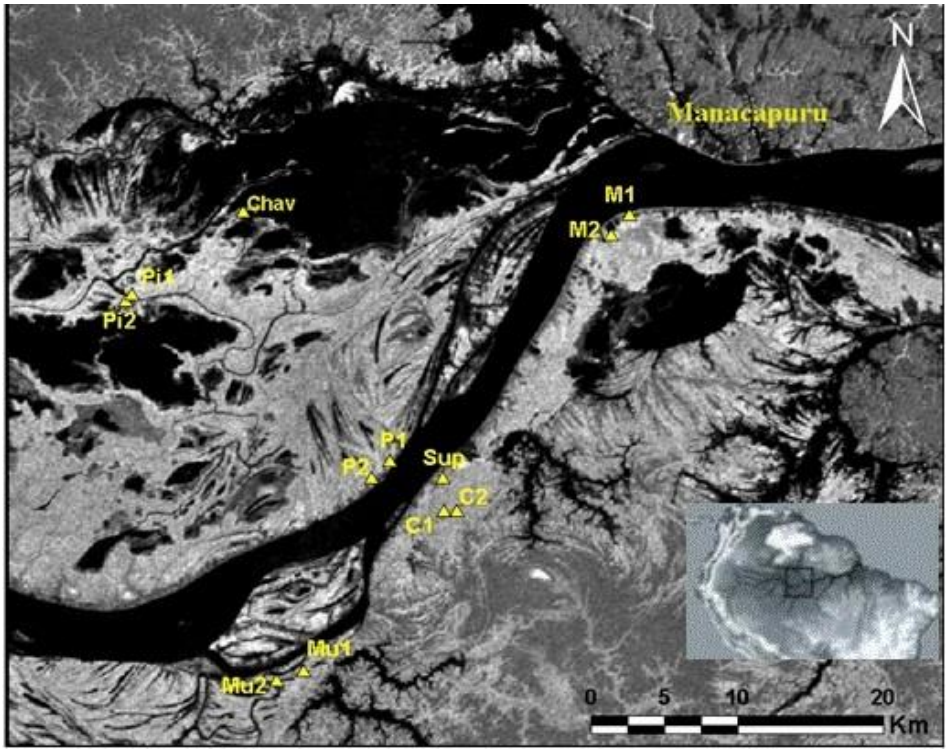

Figura 1. Carta imagem da área de estudo. Sobreposição de duas imagens do RADAR JERS-1 (banda-L). Imagens adquiridas em 1995, durante vazante, e 1996, pico de enchente (Rosenqvist *et al*., 2002). Em cinza claro são mostradas as florestas inundáveis de várzea e em cinza escuro, áreas não alagáveis, como florestas de terra firme. As unidades amostrais são: Marrecão 1 e 2 (M1, M2), Supiá (Sup), Cururu 1 e 2 (C1, C2), Pratari 1 e 2 (P1, P2), Mundurucus 1 e 2 (Mu1, Mu2), Piranhas 1 e 2 (Pi1, Pi2) e Chavascal (Chav).

O clima da região é típico da Amazônia central classificado como clima equatorial úmido - Af (Köppen-Geiger, 1936; *Peel, et al.*, 2007). A diferença máxima de fotoperíodos ao longo do ano nesta latitude é de apenas 21 min (Schöngart, *et al.*, 2002). A temperatura média anual é de 26.5°C $\pm$ 4 ºC, com precipitação anual média de 2100 mm/ano. A estação chuvosa ocorre entre janeiro e maio e a estação seca ocorre entre julho a outubro, com precipitação média menor que 100 $mm.m^{-1}$ (Cáuper, 2000). Nos meses mais chuvosos, a umidade relativa do ar varia entre 80 e 90% e durante a estiagem atinge o mínimo de 75%. A cota mínima

média (1988-2012) do rio Solimões, medida em Manacapuru, é de aproximadamente 721 cm, e a cota média máxima é de 1859 cm. O ano de 2012 (durante o qual foi realizado o estudo) apresentou a maior cheia já registrada no rio Amazonas (1903-2012) com cota máxima de 2068 cm aferidos na régua hidrológica em Manacapuru (ANA, 2012). A área considerada neste estudo se caracteriza como um mosaico de paisagens naturais e antropizadas. Onde predominam pequenas propriedades rurais, florestas secundárias de várzea e pequenas áreas de florestas primárias de várzea e chavascais. A população rural do Município de Manacapuru subsiste, sobretudo, de pesca artesanal, agricultura familiar, plantio de malva e juta para produção de fibras, além de pecuária bovina em pequenas propriedades. Em menor escala pode-se observar a exploração de madeira para construções de casas e embarcações.

A região considerada neste estudo apresenta basicamente solos e sedimentos aluviais da Formação Solimões, constituída de arenitos e siltitos de idade miocena e origem marinha (Nogueira *et al*., 2003). Os tipos de solos predominantes na região são os Plintossolos Argilúvicos (Quesada *et al.*, 2011), cuja granulometria varia entre composições mais arenosas nas adjacências das calhas dos rios principais para composições mais silto-argilosas, variando conforme o gradiente topográfico e pela ação das perdas de carga em composições florestais de maior densidade (Furch, 1997; Wittmann *et al.*, 2004).

Hess *et al.*, (2003), usaram uma série temporal de mosaicos de imagens de RADAR (banda L do satélite JERS-I) para classificar os habitats alagáveis na Amazônia central. De acordo com este estudo, a distribuição destes habitats e seu estado de inundação variam sazonalmente com o pulso de inundação. Na mesma localidade deste estudo, Hess *et al.* (2003) identificaram os seguintes habitats: água aberta, herbáceas aquáticas, arbustos (ou floresta de várzea em estádio primário de sucessão), florestas de várzea e florestas de terra firme. O habitat dominante é floresta de várzea.

Desenho Amostral

Para este estudo, selecionamos 12 transectos com dimensões 40 x 250 metros, com vegetação típica de florestas de várzea, dossel relativamente fechado, com altura mínima de 15 metros e que não apresentassem sinais recentes de desflorestamento ou queimadas. A coleta de liteira foi realizada mensalmente ao longo de 8 meses, entre 6/04/2012 e 02/12/2012, , compreendendo o período de início das cheias até o término da estação de estiagem.

Para coleta de dados de biomassa de queda de folhas, utilizaram-se coletores de formato cônico, com raio de 25 cm. A área de captação de cada coletor é equivalente a 0,19625 m² de superfície, totalizando uma área superficial de 23,52 m² para os 12 transectos. Os coletores de liteira foram instalados em intervalos de 25 m, totalizando 10 coletores por transecto (120 coletores ao todo). Estes foram afixados por fios de nailon de espessura 0,8 mm, com 3 pontos de fixação, e suspensos 1,30m acima do solo ou da água. A altura dos coletores foi reajustada a cada 30 dias, conforme a variação das cotas de inundação nos locais de amostragem (Anexo 1).

As amostras de liteira foram triadas para separação de folhas, ramos e material reprodutivo e secas a 50 ºC por 72h em estufa elétrica. As folhas assim preparadas foram pesadas em balança de precisão mínima de 0,1g para obtenção do peso seco de folhas por unidade de área por tempo de coleta, expresso em $g.m^{-2}.mês^{-1}$.

Para extrapolação dos valores de taxa de queda de folhas utilizou-se a relação:

1) Biomassa seca ($g.mês^{-1}$)/Área circunferencial (m²) = Biomassa seca ($g.m^{-2}.mês^{-1}$)
2) Biomassa seca ($g.mês^{-1}$)/0,19625/100 = taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.\ mês^{-1}$)

Os valores de taxa de queda de folhas se referem ao peso seco de folhas acumulado ao longo de 1 mês, normalizado pela área de abertura de cada coletor. Portanto cada valor da taxa de queda de folhas representa uma observação independente (n=120 cada mês).

As cotas máximas de inundação local na cheia de 2012 foram aferidas pela marca de inundação mais elevada no fuste de 3 árvores dispostas num raio de 25 m ao redor de cada coletor de liteira. As cotas locais utilizadas para calcular a Elevação Relativa do Terreno (ERT) representam as médias de cotas máximas para estas 3 árvores. Para estimar a duração das fases aquática e terrestre do pulso de inundação (Junk, 1989), contamos o número de dias em que a cota na estação hidrológica de Manacapuru se encontrava acima da elevação relativa do terreno (ERT) onde foi instalado cada coletor. Para calcular a ERT, utilizamos a cota máxima da cheia de 2012 aferida na estação hidrológica de Manacapuru (CMax) e as cotas locais da cheias de 2012 (CLmax), subtraída da cota mínima média dos últimos 22 anos no rio Solimões na estação hidrológica de Manacapuru (ANA, 2012). Determinou-se a ERT como segue:

ERT = (CMax - CLmax) – Cmin

Sendo:

CMax = cota máxima da cheia de 2012 (aferida na estação hidrológica de Manacapuru)

CLmax = cotas locais da cheia de 2012, altura média da marca de água nas árvores

Cmin = média das cotas mínimas anuais dos últimos 22 anos no rio Solimões na estação hidrológica de Manacapuru

A análise estatística dos dados incluiu a Análise de Variância (ANOVA) para testar a variabilidade da queda de folhas entre as fases terrestre e aquática do pulso de inundação. E análises de regressão linear e polinomial entre a variável dependente taxa de queda de folhas, e as variáveis independentes número de dias desde o início da fase aquática e número de dias desde o início da fase terrestre do pulso de inundação. As análises estatísticas foram processadas com o software STATISTICA 7 (Statsoft, 2005).

RESULTADOS

As maiores taxas de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) ocorreram entre metade e o final do período de duração da aquática. Cerca de dois meses após o início da fase terrestre, observou-se acentuada redução da taxa de queda de folhas (Figura 2 e Tabela 2, Anexo 1).

Observou-se diferenças significativas na taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) entre as fases terrestre e aquática do ciclo hidrológico. Houve maior queda de folhas durante a fase aquática em relação à fase terrestre, assim como observou-se grande variabilidade na taxa de queda de folhas entre os coletores de liteira, considerando a mesma fase do ciclo hidrológico ($F_{1,342} = 50,256$; $p < 0,000001$) e ($t_{335} = 6,798$; $p < 0,000001$). (Figura 3 e Tabela 2, Anexo 1).

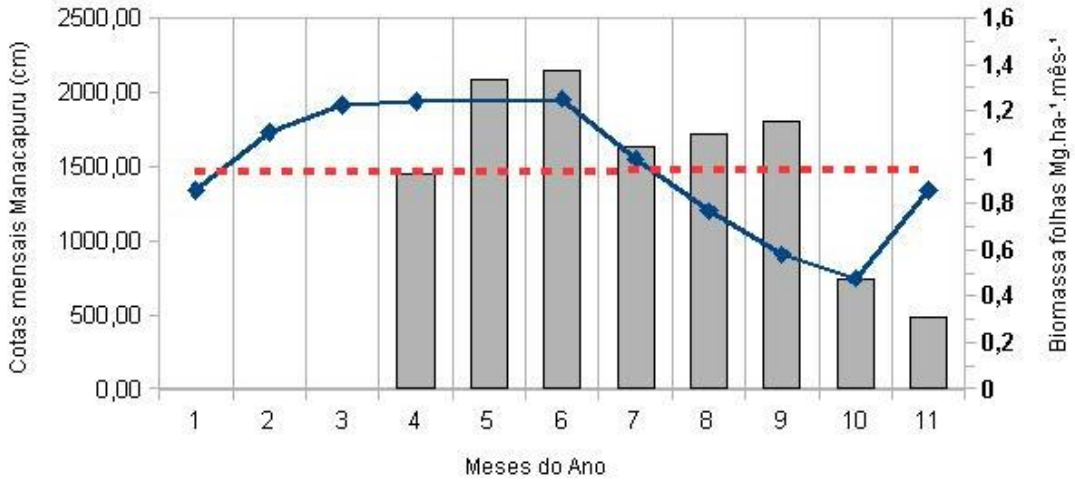

Figura 2. Cotas mensais da estação hidrológica de Manacapuru para o ano de 2012 (linha contínua), cota média de inundação para os 12 transectos (linha tracejada) e média mensal da taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) para o período de 8 meses do mesmo ano (barras verticais).

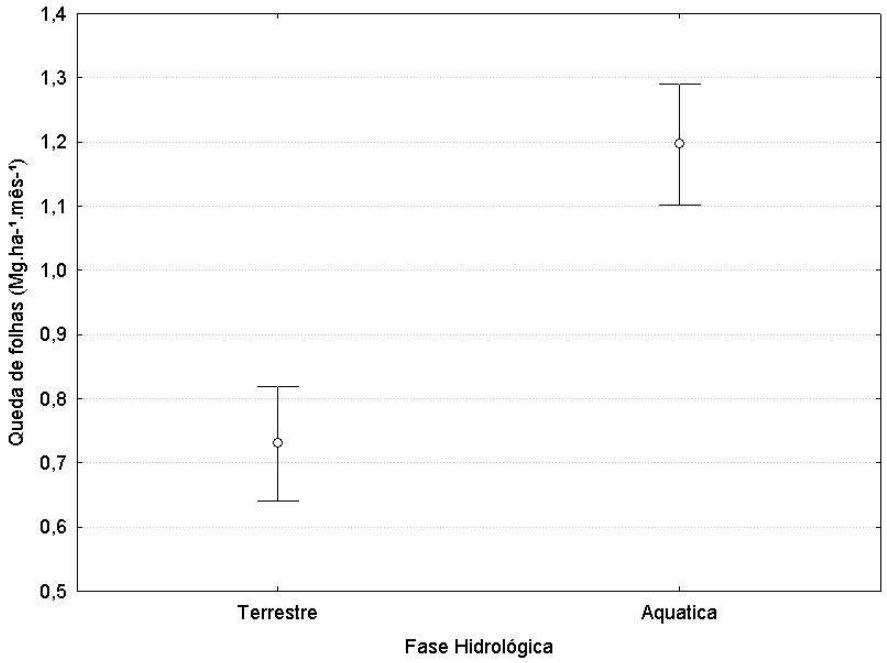

Figura 3. Valores médios de taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$). Pontos indicam as médias e barras verticais indicam o intervalo de confiança de 95% do erro padrão.

Quanto à influência da duração da fase aquática, estimada pelo número de dias em que a cota na estação hidrológica de Manacapuru se encontrava acima da elevação relativa do terreno (ERT), observou-se que o taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) aumentou gradualmente após o início da inundação, atingiu um pico por volta de 120 dias de duração da fase aquática e depois diminuiu até o final desta fase. O modelo de regressão que melhor se

ajustou aos dados foi o modelo polinomial de 2ª ordem, que mostrou relação significativa entre queda de folhas e número de dias desde o início da fase aquática (r^2 = 0,00106; p = 0,6863; N = 155), (Figura 4).

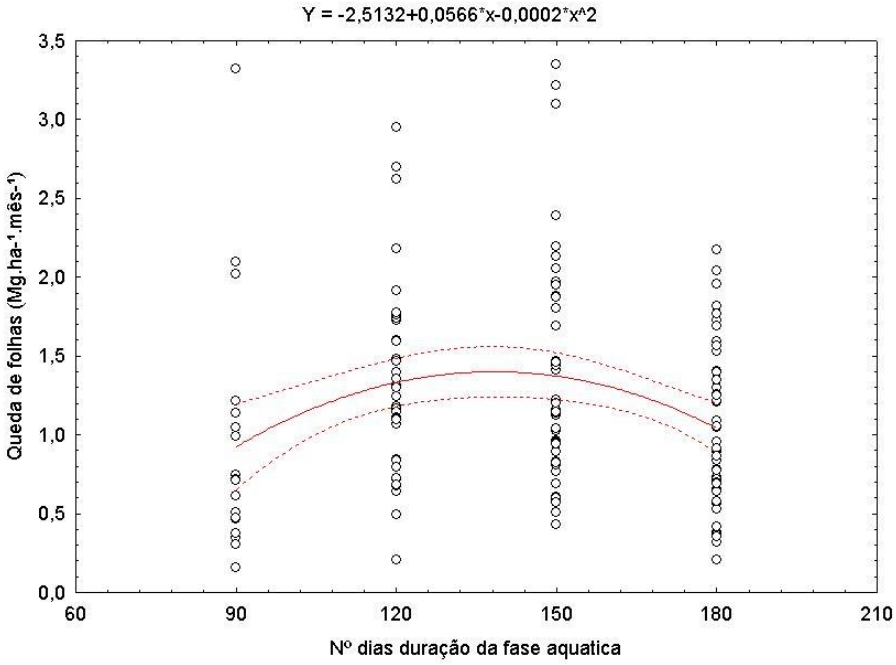

Figura 4. Modelo de regressão (polinomial de 2ª ordem) entre taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) e duração da fase aquática (dias). A linha contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95% do erro padrão. Acima do gráfico está representada a equação do modelo de regressão.

Observou-se uma correlação mais forte entre taxa de queda de folhas e o número de dias desde o início da fase terrestre, utilizando um modelo linear (r^2 = 0,3387; p = 0,00001; N=182). Também, pôde-se observar uma clara tendência de redução da queda de folhas desde o início até o final da fase terrestre (Figura 5).

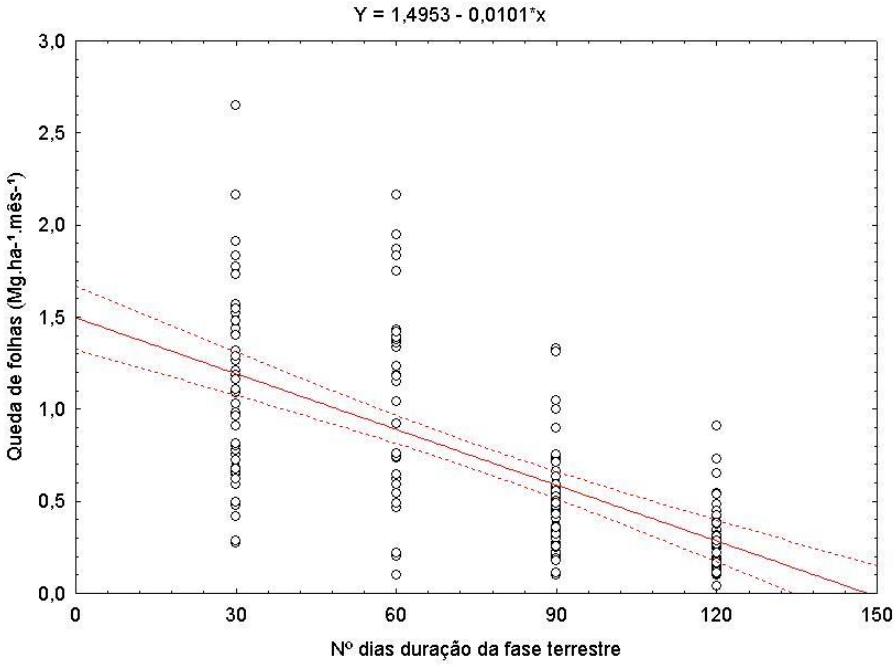

Figura 5. Modelo de regressão linear entre taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) e duração da fase terrestre (dias). A linha contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95% do desvio padrão. Acima do gráfico está representada a equação do modelo.

DISCUSSÃO

As análises de modelos de regressão, Análise de Variância (ANOVA) e teste t indicaram uma maior queda de folhas durante a fase aquática. Padrão semelhante foi observado em outros estudos em florestas de várzea da Amazônia Oriental e Central (Nebel *et al.*, 2001; Schöengart *et al.*, 2002; Schöengart *et al.*, 2010).

O aumento da queda de folhas no início da fase aquática se deve provavelmente ao estresse causado pela inundação que produz condições de anóxia para as raízes, déficit hídrico, redução do crescimento cambial e redução de brotamento de folhas novas. Diversos autores descrevem redução da atividade fisiológica das árvores submetidas a estas condições ambientais (Worbes 1986, 1997; Nebel *et al.*, 2001; Schöngart *et al.*, 2002; Haugaasen e Peres, 2005; Parolin e Wittmann, 2010. Schöngart *et al.*, 2010). A redução de queda de folhas na segunda metade da fase aquática, enquanto as árvores estavam, presumivelmente, ainda sob estresse fisiológico, pode ser uma consequência da redução do estoque de folhas nas árvores após a queda inicial. Em contraste, a redução na queda de folhas a partir do início da

fase terrestre provavelmente reflete a diminuição no estresse fisiológico associado ao final da inundação.

CONCLUSÕES

As maiores taxas de queda de folhas ocorreram entre 60 e 120 dias após o início da fase aquática. Desde o pico da cheia até o final da fase terrestre houve redução das taxas de queda de folhas em todos os transectos.

Este estudo corrobora resultados de estudos anteriores que apontam o pulso de inundação como principal fator controlador da sazonalidade da queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia central.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos Dr.s Jochen Schöngart e Bruce W. Nelson pelo fornecimento de informações importantes sobre o estado de arte do tema deste estudo. Somos gratos ao Dr. Flávio Luizão, coordenador do laboratório BIONTE, pelo uso do espaço e equipamentos. Agradecemos também à Coordenação de Dinâmica Ambiental do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (CDAM/INPA) pelo suporte no fornecimento de combustível para as pesquisas de campo. Este estudo foi financiado pela FAPEAM (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas) através do projeto (PRONEX): “Dinâmica do Carbono e Mercúrio na bacia Amazônica”.

ANEXO 1

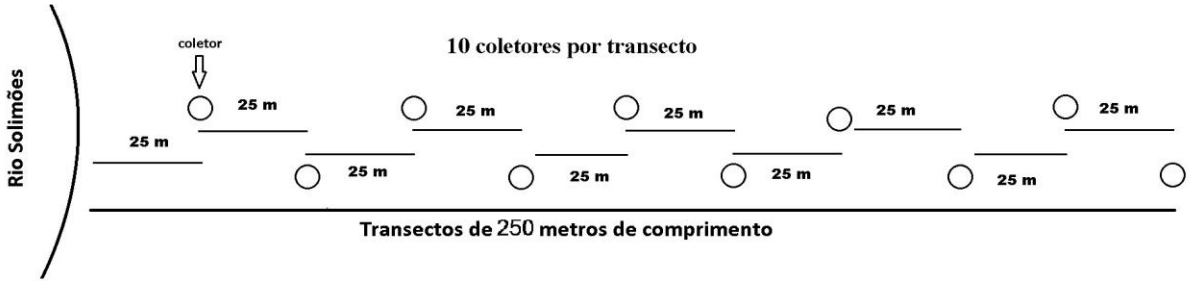

Figura 6: Disposição dos coletores de liteira nos transectos.

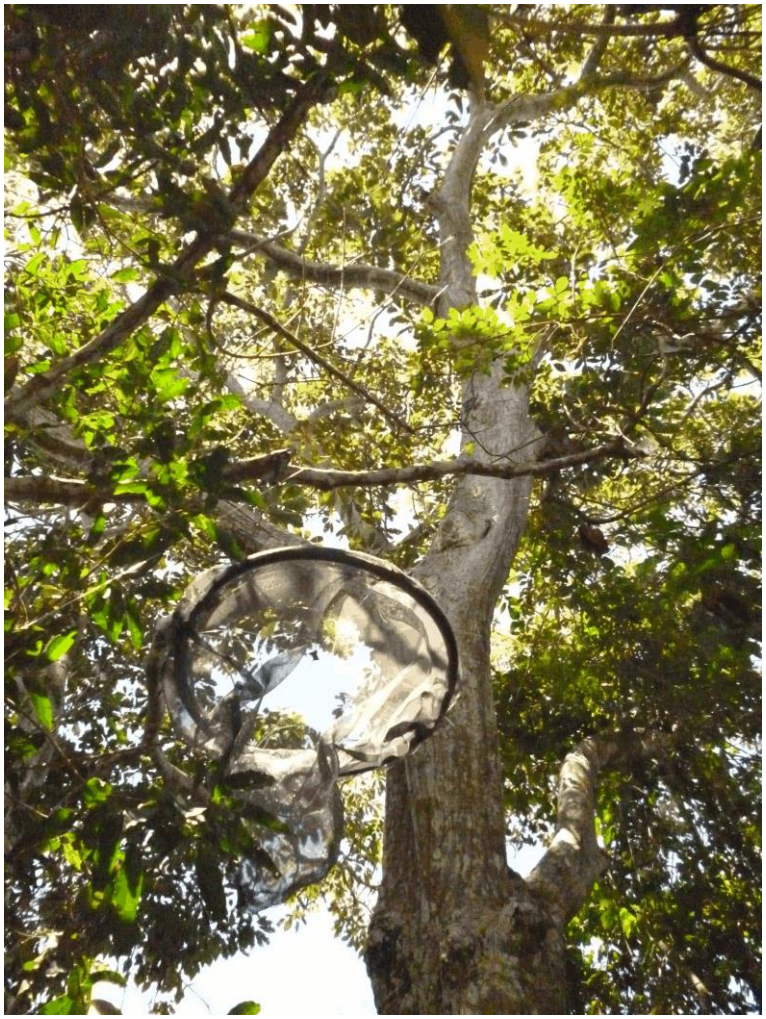

Figura 7: Fotografia mostrando o posicionamento dos coletores de liteira.

Figura 8: Fotografia mostrando marca da cota máxima de inundação do ano 2012 no fuste das árvores.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos transectos onde foram coletados os dados de campo

Transectos	latitude	longitude
M1	-3,3434	-60,6539
M2	-3,3598	-60,6651
Sup	-3,5125	-60,7684
C1	-3,5327	-60,7684
C2	-3,5327	-60,7594
P1	-3,5102	-60,8133
P2	-3,5012	-60,8020
Mu1	-3,6315	-60,8537
Mu2	-3,6382	-60,8716
Pi1	-3,4002	-60,9637
Pi2	-3,3980	-60,9659
Chav	-3,3441	-60,9031

Tabela 2: Médias da taxa de queda de folhas (Mg.ha-¹.mês-¹) dos tratamentos, N amostrais e Teste t comparando a taxa de queda de folhas entre as fases aquática e terrestre do ciclo hidrológico. gl (graus de liberdade) e p (probabilidade da hipóteses nula).

	Média	N	Desvio Padrão	t-valor	gl	p
Fase Aquatica	**1,185**	**155**	**0,651**			
Fase Terrestre	**0,730**	**182**	**0,578**			
AQUATICA vs.TERRESTRE	**0,957**	**337**		**6,798**	**335**	**0,000001**

Capítulo 2

Sousa, R.N. & Forsberg, B.R. 2013. Relação entre o índice de vegetação EVI (MODIS/TERRA) e a queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central. Manuscrito formatado para Acta Amazonica

Relação entre o índice de vegetação EVI (MODIS/TERRA) e a queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central

Rodrigo Nunes de Sousa [1] & Bruce Rider Forsberg[2]

[1,2] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

Autor correpondente: rodrigonsousa@gmail.com

RESUMO

Florestas de várzea amazônicas são componentes importantes no balanço global de carbono, considerando sua extensa área ~ 400.000 km² e elevadas taxas de produtividade primária. Existe evidência preliminar de que a queda de folhas, um componente de produção florestal, pode estar correlacionada com o valor do índice de vegetação EVI, derivado do sensor orbital MODIS. O estudo aqui apresentado tem como objetivos: 1) analisar se existe correlação significativa entre queda de folhas em florestas de várzea e o índice de vegetação EVI/MODIS (produto "MOD13Q1 250m 16 days EVI") e 2) investigar a influência da geometria de aquisição de imagens sobre variações sazonais no EVI/MODIS. A área de estudo compreende florestas de várzea localizadas na planície de inundação do rio Solimões, Manacapuru/Amazonas. Amostras mensais de queda de folhas foram conduzidas ao longo de 8 meses, incluindo estágios de fase aquática e terrestre. A amostragem foi realizada em 10 transectos fixos de 250 x 40 m, com 10 coletores de liteira instalados ao longo de cada transecto. As maiores taxas de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mes^{-1}$) ocorrerem entre o início da fase aquática e o pico da cheia e depois reduziram até o final da fase terrestre. A taxa de queda de folhas apresentou correlação negativa fraca, porém significativa com o EVI (r^2 = 0,1544; p = 0,0000; N= 275). O ângulo azimutal relativo apresentou correlação fraca e não significativa com o EVI (r^2 = 0,0002; p = 0,8971; N =72). O ângulo zenital solar apresentou uma correlação negativa fraca, porém significativa com o EVI (r^2 = 0,3610; p = 0,00003, N = 43). Conclui-se que o uso do EVI/MODIS para estudos de fenologia foliar em florestas de várzea amazônicas requer uso de metodologias mais precisas para filtragem dos dados quanto a efeitos de contaminação dos pixels por água abaixo do dossel, fração sombra no dossel e efeitos associados à geometrias de aquisição de imagens.

Palavras-chave: florestas de várzea amazônica, fenologia foliar, sensoriamento remoto, EVI/MODIS

Study of Enhanced Vegetation Index EVI (MODIS/TERRA) potential to predict leaf fall on Amazonian white water rivers floodplain forests

Rodrigo Nunes de Sousa[1] & Bruce Rider Forsberg[2]

[1,2] National Institute of Research on Amazon (INPA), Manaus, Amazonas, Brazil.
Corresponding author: rodrigonunessousa@gmail.com

ABSTRACT

Amazonian white water rivers floodplain forests (várzea forests) shows high primary productibity rates and cover an extensive area (~ 400,000 Km²), playing a major role on global carbon balance. Preliminary studies indicate that leaf fall, a major forests productivity component, can be correlated to the Enhanced Vegetation Index (EVI) from MODIS orbital sensor. This study aims to: 1) find out if there's a significant correlation between monthly leaf fall dry biomass and EVI/MODIS ("MOD13Q1 250m 16 days EVI", product) and 2) investigate the geometry of images acquisition over seasonal variations on MODIS EVI. The study area comprises várzea forests on Solimões river floodplain, Central Amazon basin, Manacapuru/Amazonas State, Brazil. Monthly samples were conducted along 8 months, including aquatic and terrestrial flood pulse stages. Sampling was conducted along 10 transects, 1ha area and 10 litter traps each one. The biggest leaf fall rates ($Mg.ha^{-1}.mes^{-1}$) occurred between early aquatic stage and the peak of flooding. Leaf fall rates reduced from the flooding peak to the early and all along terrestrial stage. A significant, although, weak correlation between leaf fall rates and EVI was observed (r^2 = 0,1544; p = 0,0000; N= 275). Azimutal Relative Angle (ARR) showed a weak negative correlation with EVI (r^2 = 0,0002; p = 0,8971; N =72). And Solar Zenith Angle (SZA) showed significant, although, weak negative correlation with EVI (r^2 = 0,3610; p = 0,00003, N = 43). We conclude that using EVI/MODIS to study leaf phenology on Amazonian várzea forests need more accurate filtering procedures as filtering data against contaminant effects of water above canopy, shadow fraction on canopy and images acquisition geometry effects.

Keywords: Amazon várzea forests, leaf fall phenology, remote sensing, EVI/MODIS

INTRODUÇÃO

O sensoriamento remoto vem sendo usado há décadas para estudar acúmulo de biomassa, produção primária e fenologia da vegetação terrestre e aquática. Esta aplicação se justifica pelo fato de as plantas apresentarem assinaturas espectrais específicas em determinados comprimentos de onda, que podem ser interpretadas de acordo com o estado fenológico e condições fisiológicas da vegetação em questão. Dentre as vantagens de uso do sensoriamento remoto para estudo das propriedades biofísicas da vegetação estão a possibilidade de ampliação da escala espacial e interpolação dos dados de inventários ao nível do solo e a frequência de amostragem, podendo ser diária, dependendo da plataforma e condições meteorológicas locais (Ponzoni e Shimabukuro, 2010; Jensen, 2011).

A partir da década de 1970, cientistas desenvolveram os chamados índices de vegetação, que se baseiam, sobretudo na razão entre as bandas do vermelho (notadamente absorvido pela clorofila) e do infravermelho próximo (notadamente refletido pelas estruturas celulares da vegetação e dosséis multiestratificados), (Jordan, 1969; Pearson e Miller, 1972, Rouse *et al.*, 1973; Colwell, 1974; Tucker, 1979; Huete *et al*,. 1997). Dentre os índices de vegetação desenvolvidos, o que melhor se aplica às florestas tropicais é o EVI, Enhanced Vegetation Index (Huete *et al.*, 1997). Este índice foi desenvolvido para apresentar baixa saturação tratando-se de alvos com elevadas biomassas e dosséis multiestratificados a exemplo de florestas tropicais densas. Adicionalmente, o EVI apresenta fatores de correção para reduzir a influência do sinal do solo e atmosfera (Kaufman e Tanré, 1992; Justice *et* al., 1998). O EVI vem sendo aplicado com sucesso em estudos de variações na fotossíntese como confirmado por medidas de fluxos no solo (Saleska, 2003; Huete *et al.*, 2006, 2011; Glenn *et al.*, 2008). Contudo, a propriedade biofísica que melhor se correlaciona com o EVI é o chamado Índice de Área Foliar (IAF), que representa a razão entre área coberta por folhas pela área do terreno abaixo do dossel. De forma que, quanto menor a cobertura do solo por folhas ou quanto maior a abertura do dossel, menor o IAF e menor o EVI. Por isso, Novo *et al.*(2005) sugerem que variações no índice EVI poderiam ser utilizadas para monitorar a fenologia foliar com sucesso na Amazônia.

Dentre os componentes da produção primária florestal, o que apresenta maior variação fenológica anual é a produção e queda de folhas. Mais especificamente, as florestas alagáveis conhecidas como florestas de várzeas, apresentam ciclos anuais de produção de folhas novas, senescência e queda de folhas, marcadamente sazonais. Estudos de diversos

autores apontam o pulso de inundação (ciclo anual de inundação relacionado a precipitações na bacia de drenagem) como principal fator indutor desta resposta fisiológica das árvores em florestas de várzea Amazônicas (Junk *et. al.*, 1989; Schöngart *et al.*, 2002; Haugaasen e Peres, 2005; Parolin *et al.*, 2010).

Encontrar uma variável ambiental que possa ser utilizada para estimar, a nível regional, a biomassa produzida por queda de folhas em florestas de várzea, seria um passo importante para modelagem de ciclo do carbono na bacia Amazônica.

O presente estudo se propõe avaliar o potencial de utilização de sensoriamento remoto orbital, mais especificamente, a variação do índice de vegetação EVI/MODIS (EOS/TERRA), como estimador da queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo compreende um trecho de meso-escala (555 km^2) de várzeas (planície fluvial) no curso médio do rio Solimões, entre a foz do rio Purus e a sede do município de Manacapuru, delimitada pelas coordenadas 3º17’43” S e 60º37’14” / 3º39’7” e 60º54’24” W (Figura 1).

O clima da região é típico da Amazônia Central, classificado como clima equatorial úmido - Af (Köppen-Geiger, 1936; Peel, *et al.*, 2007). A diferença máxima de fotoperíodos ao longo do ano nesta latitude é de apenas 21 min (Schöngart, *et al.*, 2002). A temperatura média anual é de 26,5°C $\pm$ 4 ºC, com precipitação anual média de 2100 mm/ano. A estação chuvosa ocorre entre janeiro e maio e estação seca entre julho a outubro, com precipitação média menor que 100 $mm.m^{-1}$ (Cáuper, 2000). Nos meses mais chuvosos, a unidade relativa do ar varia entre 80 e 90% e durante a estiagem atinge o mínimo de 75%.

A cota mínima média (1988-2012) do rio Solimões em Manacapuru é de aproximadamente 721 cm, e média máxima de 1859 cm. Sendo que o ano de 2012 (durante o qual foi realizado o estudo) apresentou a maior cheia já registrada no rio Amazonas (1903-2012) com cotas de 2068 cm registradas na estação hidrológica de Manacapuru (ANA, 2013).

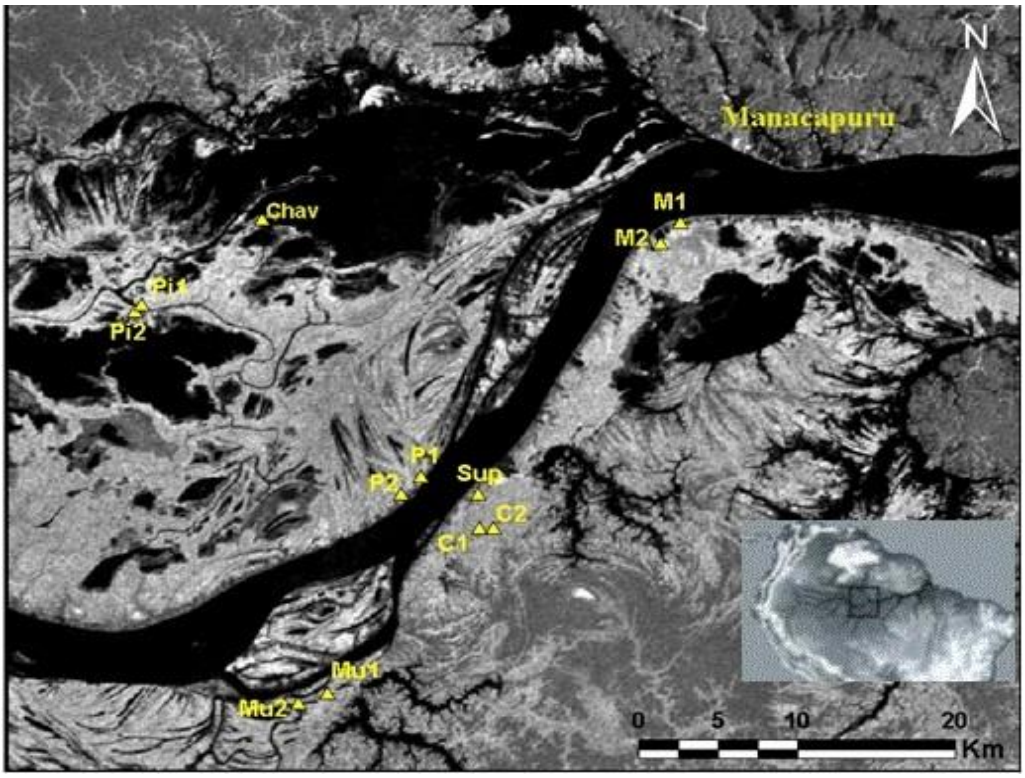

Figura 1. Carta imagem da área de estudo. Sobreposição de duas imagens do RADAR JERS-1 (banda-L). Imagens adquiridas em 1995, durante vazante, e 1996, pico de enchente (Rosenqvist *et al*., 2002). Em cinza claro são mostradas as florestas inundáveis de várzea e em cinza escuro, áreas não alagáveis, como florestas de terra firme. As unidades amostrais são: Marrecão 1 e 2 (M1, M2), Supiá (Sup), Cururu 1 e 2 (C1, C2), Pratari 1 e 2 (P1, P2), Mundurucus 1 e 2 (Mu1, Mu2), Piranhas 1 e 2 (Pi1, Pi2) e Chavascal (Chav).

A área considerada neste estudo se caracteriza como um mosaico de paisagens naturais e antropizadas. Onde predominam pequenas propriedades rurais, florestas secundárias de várzea, além de pequenas áreas de florestas primárias de várzea e chavascais. A população rural do Município de Manacapuru subsiste, sobretudo, de pesca artesanal, agricultura familiar, plantio de malva e juta para produção de fibras, além de pecuária bovina em pequenas propriedades. Em menor escala pode-se observar a exploração de madeira para construções de casas e embarcações.

A região considerada neste estudo é composta basicamente por solos e sedimentos aluviais das Formações Solimões, constituída de arenitos e siltitos de idade miocena e origem marinha (Nogueira *et al*., 2003). Os tipos de solos predominantes na região são os Plintossolos Argilúvicos (EMBRAPA, 2006; Quesada *et al.*, 2011), cuja granulometria varia entre composições mais arenosas nas adjacências das calhas dos rios principais para composições mais silto-argilosas, conforme o fluxo de água é reduzido pelo gradiente topográfico e pela ação das perdas de carga em composições florestais de maior densidade (Furch, 1997; Wittman *et al.*, 2004).

Desenho Amostral

Para avaliar a relação entre o EVI/MODIS e a taxa mensal de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) em florestas de várzea, médias mensais dos valores de EVI foram comparadas a medidas diretas de biomassa seca produzida por queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$). Neste caso, as unidades amostrais foram representadas por 10 transectos florestais correspondendo geograficamente aos pixels do produto MOD13Q1, sensor MODIS, plataforma EOS/TERRA (Figura 1 e Tabela 1). Essas medidas foram realizadas durante a fase terrestre (quando os transectos se apresentaram emersos) e durante a fase aquática (quando os transectos estavam inundados), para caracterizar a variação da taxa de queda de folhas ao longo do ciclo hidrológico.

Os transectos apresentavam dimensões 40 x 250 metros (totalizando 10 hectares). A coleta de liteira foi realizada mensalmente ao longo de 8 meses, entre 6/04/2012, compreendendo o período de início das cheias, a 02/12/2012, final da estação de estiagem.

Para coleta de dados de taxa mensal de queda de folhas, utilizaram-se coletores de formato cônico, com raio de 25 cm. A área de captação de cada coletor é equivalente a 0,19625 m^2 de superfície, totalizando uma área superficial de 19,6m^2 para os 10 transectos. Os coletores de liteira foram instalados em intervalos de 25 m, totalizando 10 coletores por transecto (100 coletores ao todo). Os coletores de liteira foram afixados por fios de nailon, com 3 pontos de fixação, e suspensos 1,30m acima do solo ou da água. A altura dos coletores foi reajustada a cada 30 dias, conforme a variação das cotas de inundação nos locais de amostragem.

As amostras de liteira foram triadas para separação de folhas, ramos e material reprodutivo e secas a 50 ºC por 72h em estufa elétrica. As folhas assim preparadas foram pesadas em balança de precisão mínima de 0,1g para obtenção do peso seco de folhas por unidade de área por tempo de coleta, expresso em $g.m^{-2}.mês^{-1}$.

Para extrapolação dos valores de taxa de queda de folhas utilizou-se a relação:

1) Biomassa seca mensal ($g.mês^{-1}$)/Área circunferencial (m^2) = Biomassa seca ($g.m^{-2}.mês^{-1}$)

2) Biomassa seca mensal ($g.mês^{-1}$)/0,19625/100 = taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.\ mês^{-1}$)

Índice de vegetação EVI/MODIS

O Enhanced Vegetation Index, EVI (Huete *et al.*, 1997), foi formulado a partir de uma combinação de outros dois índices de vegetação: o SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index; Huete, 1988) e o ARVI (Atmosphere Resistant Vegetation Index; Kaufman e Tanré, 1992), com a finalidade de atenuar os efeitos do solo e da atmosfera sobre o monitoramento da vegetação.

Os dados de EVI/MODIS utilizados neste estudo foram extraídos do produto MOD13Q1 (Terra MODIS Vegetation Indices 16-Day 250 m, coleção 005), disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos da América (USGS, 2012). As imagens utilizadas para produzir o MOD13Q1 são captadas pelo satélite EOS/TERRA, um satélite de órbita polar, com tempo de revisita de 2 dias e horário de passagem no Equador às 10:30h, horário local. Este produto apresenta resolução espacial de 250m e resolução temporal de 16 dias através de mosaicos de imagens (Huete *et al*, 1999; Solano *et al*, 2010).

O produto MOD13Q1 apresenta o arquivo "PIXEL QUALITY", que consiste num arquivo de metadados contendo informações de qualidade dos dados pixel a pixel. Para filtragem da qualidade da imagens EVI/MODIS procedeu-se à transformação dos valores da imagem "250m 16 Days VI Quality" (USGS, 2012) de número decimal para binário de 16 bits com auxílio de uma calculadora digital (Easy Calculation, 2013). Seguido de decodificação dos valores Science Data Sets (SDS) conforme critérios descritos pelo documento "MODIS Land Products Quality Assurance Tutorial" (NASA, 2004). Estes valores de SDS apresentam os dados de qualidade da informação do pixel (NASA, 2004; Solano *et al.*, 2010). A filtragem do índice de vegetação EVI consistiu na exclusão das imagens "250m 16 Days EVI" correspondentes às mesmas datas das imagens "250m 16 Days VI Quality" que não passaram pelo filtro estabelecido (Tabela 2, Anexo 2).

Os valores de índice de vegetação EVI apresentados neste estudo representam os valores da imagem "250m 16 Days EVI", escalonados (EVI = valor do pixel*10000), conforme Solano *et al.*, (2010). Para extração dos dados das imagens MODIS, utilizamos a extensão "Spatial Analyst" do software ArcGis Desktop 9.3 (ESRI, 2008).

Adicionalmente extraímos as informações de Ângulo Zenital Solar (AZS), Ângulo Zenital de Visada (AZV) e Ângulo de Azimute Relativo (AAR), respectivamente, dos arquivos "SUN ZENITH ANGLE", "VIEW ZENITH ANGLE" e "RELATIVE AZIMUTH ANGLE" do MOD13Q1.

Outro critério utilizado para filtragem foi a exclusão dos pixels com ângulo zenital solar (AZS) fora do intervalo ± 40º e de Ângulo Zenital de Vizada (AZV) fora do intervalo ± 20º. Esta filtragem teve o objetivo de reduzir efeitos de variações de Reflectância Bidirecional sobre o EVI/MODIS. Sabe-se que quanto mais baixos os AZS, maiores os efeitos de projeção de sombras, reduzindo o EVI/MODIS. Por outro lado, quanto mais distantes os AZV estiverem do Nadir, maiores são os efeitos de retroespalhamento e espalhamento frontal, alterando também os valores de EVI (Galvão *et al.*, 2011, 2013; Breunig, 2011).

Análises estatísticas

A influência do estado de inundação (aquático ou terreste) sobre o valor de EVI foi avaliado utilizando Análise de Variância (ANOVA). A correlação entre a variações do índice vegetação EVI e variações da taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) foi avaliada utilizando os modelos linear e polinomial de regressão. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software STATISTICA 7 (Statsoft, 2005).

RESULTADOS

A taxa da queda de folhas (Mg.ha-¹.mês-¹) variou significativamente entre as fases aquática e terrestre do pulso de inundação. As maiores taxas de queda de folhas foram observadas durante a fase aquática, apresentando-se significativamente maiores que as taxas observadas durante a fase terrestre ($F_{1, 273}$ = 40,592, p= 0,00000) e (t_{273} = 6,371, p = 0,000001) (Figura 2 e Tabela 3).

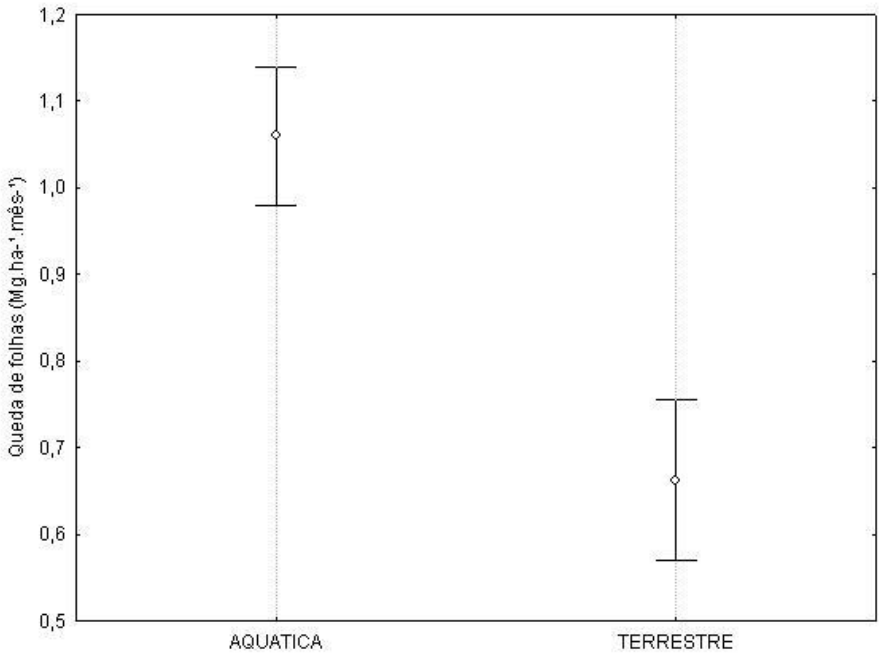

Figura 2. Valores médios de taxa de queda de folhas (Mg.ha-¹.mês-¹) entre as fases do ciclo hidrológico. Pontos indicam médias e barras verticais indicam onde se encontram 95% das observações.

O índice de vegetação EVI/MODIS apresentou diferenças significativas entre as fases aquática e terrestre do pulso de inundação. Os menores valores de EVI foram observados durante a fase aquática em relação à fase terrestre do pulso de inundação ($F_{1, 688}$ = 375,84, p = 0,00001) e (t_{688} = -19,3866, p = 0,001) (Figura 3 e Tabela 3, Anexo 2).

Comparando os transectos entre si, não foram observadas grandes diferenças de variações de EVI ao longo do ano 2012 ($F_{9, 65}$ = 3,1461; p= 0,00330), exceto para o transecto M1, na Costa do Marrecão (Figura 4).

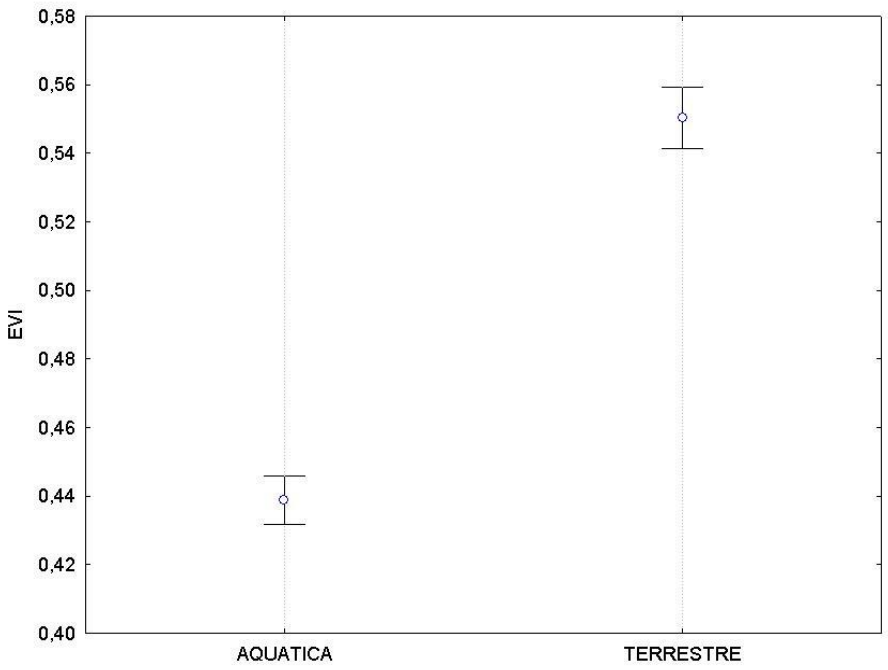

Figura 3. Valor médio de EVI/MODIS nas fases aquática e terrestre em florestas da várzea Central Amazônica. Pontos indicam as médias e barras verticais indicam onde se encontram 95% das observações.

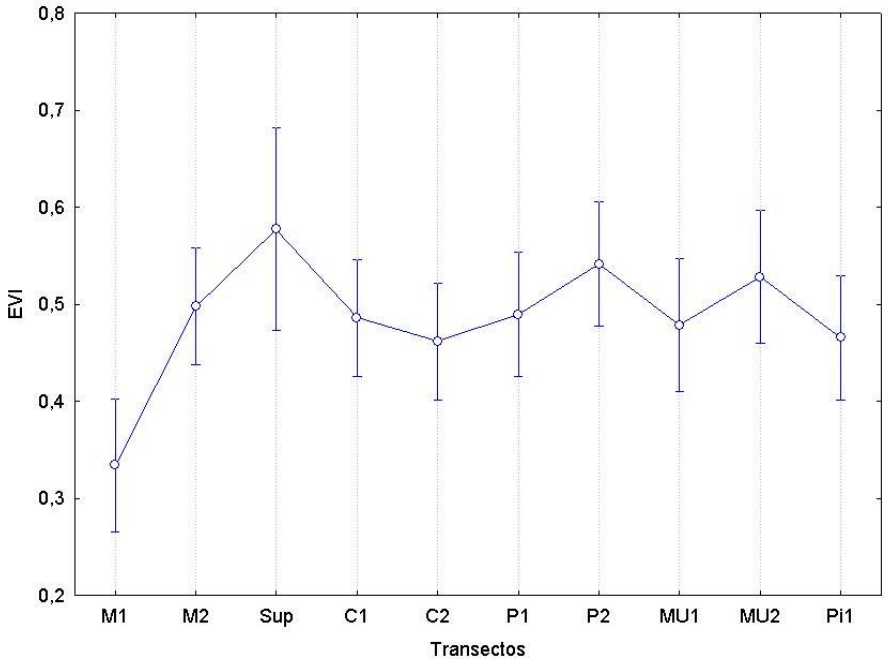

Figura 4. Variação do EVI/MODIS entre os transectos ao longo do ano 2012. Pontos indicam as médias e barras verticais indicam intervalos confiança de 95% do erro padrão.

A taxa mensal de queda de folhas (Mg.ha-¹.mês-¹) apresentou correlação fraca, porém significativa, com o EVI/MODIS ao longo dos 8 meses de coletas de dados (r^2 = 0,1544; p = 0,00001; N= 275) (Figura 5).

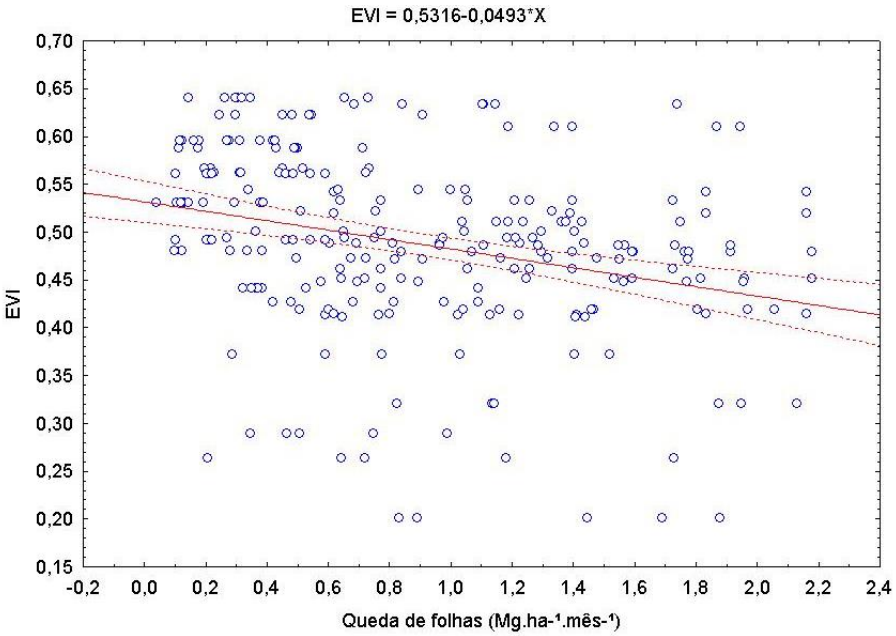

Figura 5. Modelo linear de regressão entre a taxa de queda de folhas (Mg.ha^{-1}.mês^{-1}) e EVI em floresta da várzea Central Amazônica. Os pontos representam observações independentes de cada coletor de liteira, ao longo de 8 meses de coletas. A reta contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%. A equação do modelo está indicada acima do gráfico

O ângulo zenital solar (AZS) variou amplamente ao longo do período de estudo. Durante a fase aquática o ângulo zenital solar variou entre 21,81º e 39,45º com ângulo médio de 32,12º $\pm$ 4,12º (N= 96). Enquanto durante a fase terrestre, o ângulo zenital solar variou entre 18,82 e 32,01º com ângulo médio de 24,30º $\pm$ 2,88º (N= 96). Observou-se diferença significativa de variação do AZS entre as fases aquática e terrestre do pulso de inundação (ANOVA: $F_{1, 190}$ = 231,31; p= 0,00001). Os maiores AZS ocorreram entre os dias 150 e 240 do calendário Juliano, entre os meses de Maio e Agosto do ano 2012. (Figura 6).

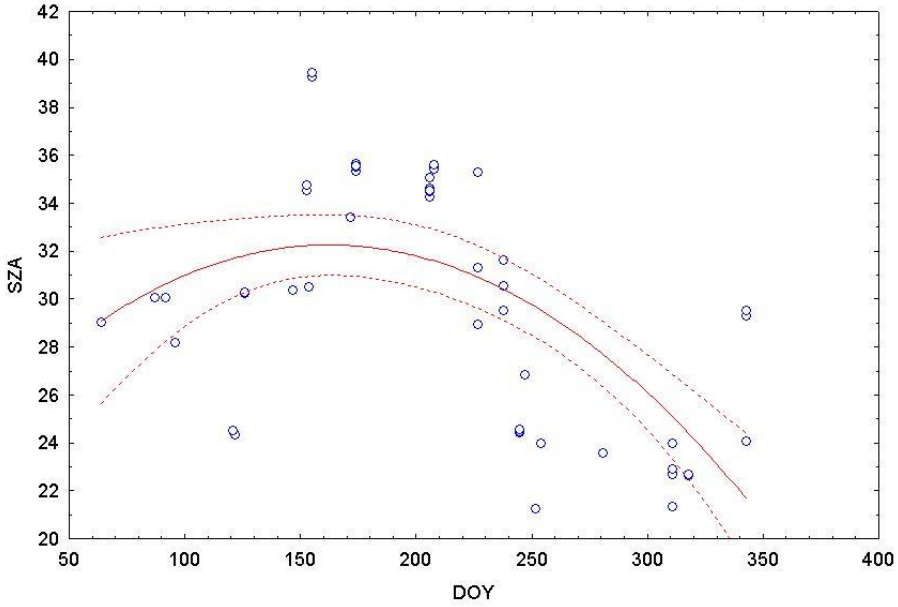

Figura 6. Modelo polinomial de 2ª ordem mostrando a variação dos ângulos zenitais solares (SZA, unidade graus decimais) ao longo do ano de 2012. DOY (dia do calendário Juliano). A linha contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%.

Inversamente, os maiores valores de EVI foram observados entre os dias 120 e 240 do calendário Juliano, entre os meses de Abril e Agosto do ano 2012 (Figura 7).

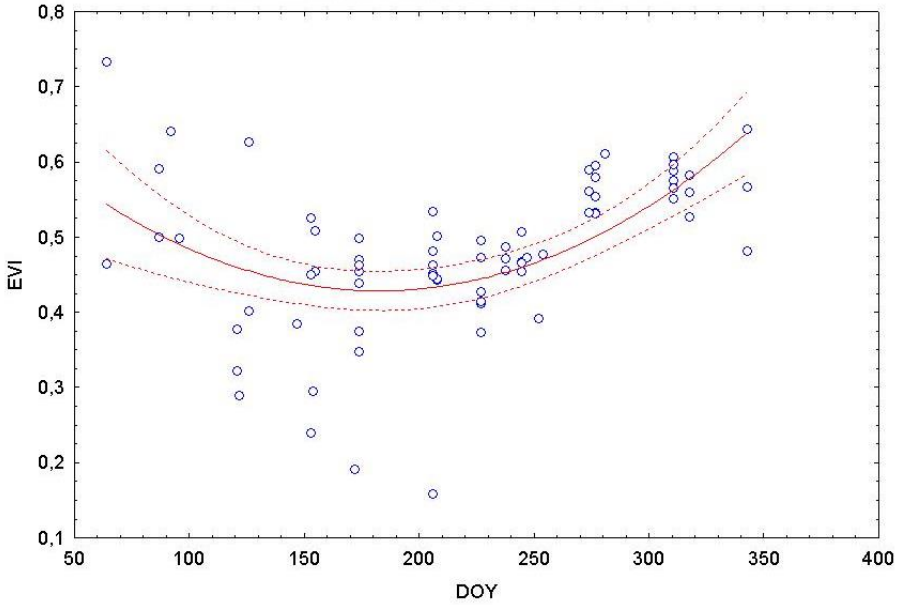

Figura 7. Modelo polinomial de 2ª ordem mostrando a variação EVI ao longo do ano de 2012. DOY (dia do calendário Juliano). A linha contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%.

O ângulo zenital solar filtrado, excluindo os valores de AZS fora do intervalo ± 40º e os valores de AZV ± 20º, apresentou fraca correlação, porém alta significância com o e EVI (r^2 = 0,3610; p = 0,00003, N = 43) (Figura 8).

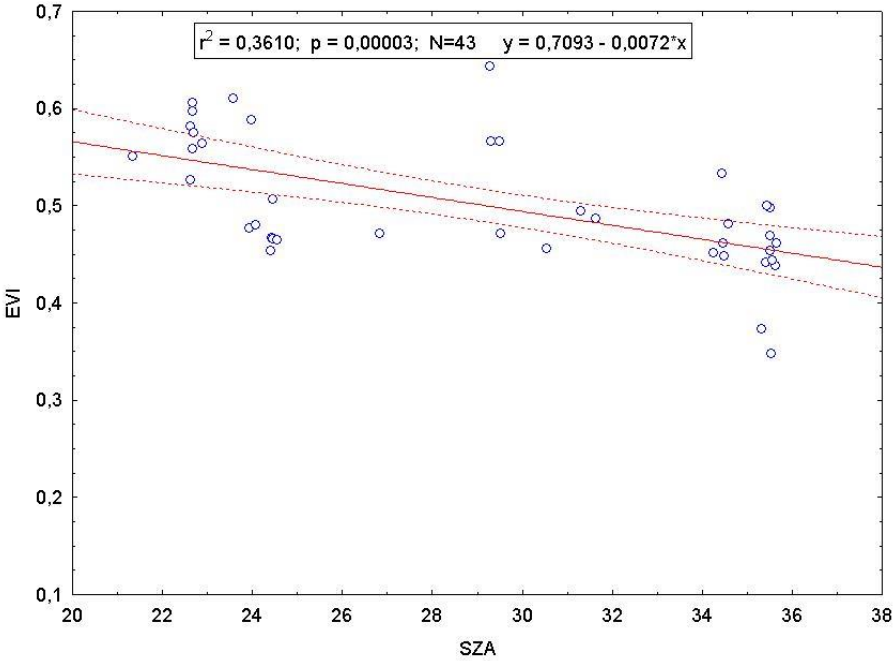

Figura 8. Modelo linear de regressão entre ângulos zenitais solares (SZA, unidade graus decimais) e EVI. A reta contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%. Acima do gráfico está representada a equação do modelo.

O ângulo azimutal relativo (AAR) apresentou correlação fraca e não significativa com o EVI (r^2 = 0,0002; p = 0,8971; N =72). No entanto, observa-se que os maiores valores de EVI encontram-se na direção do retoespalhamento, situados no intervalo ± 90º de AAR.

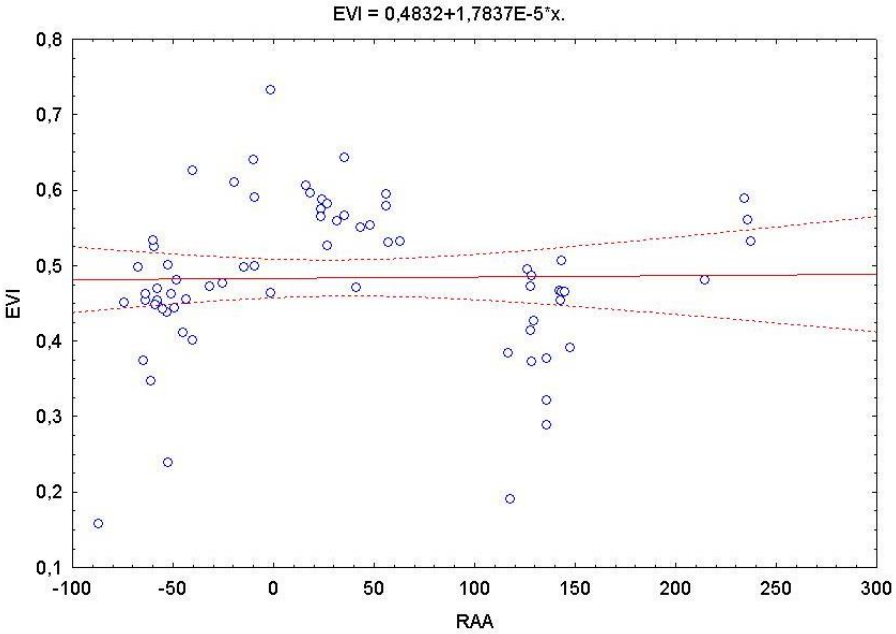

Figura 9. Modelo linear de regressão entre ângulos azimutais relativos (RAA, unidade graus decimais) e EVI. A reta contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%. Acima do gráfico está representada a equação do modelo.

O ângulo azimutal de visada (AAV) apresentou correlação fraca e não significativa com o EVI (r^2 = 0,0005; p = 0,8474; N = 72).

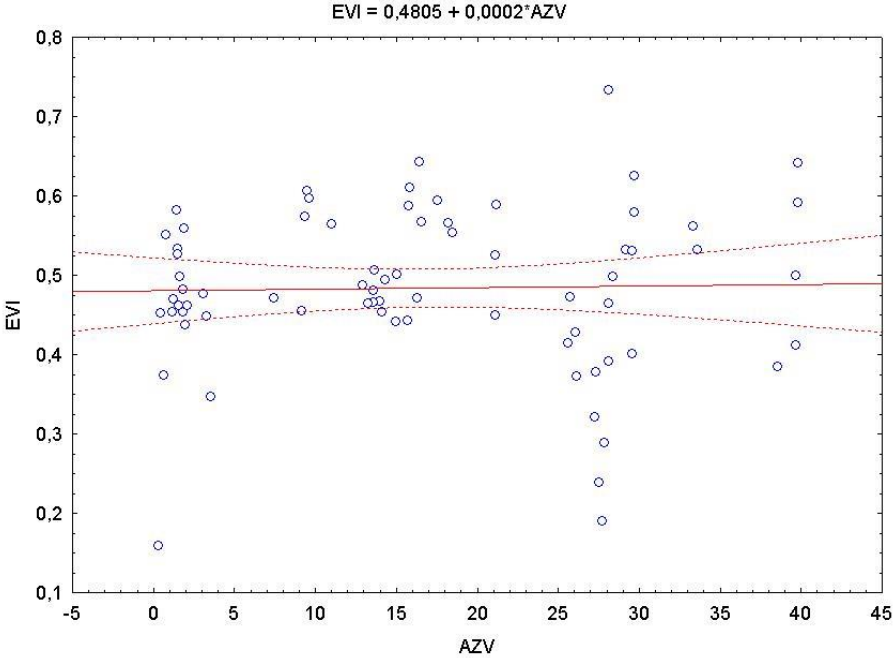

Figura 10. Modelo linear de regressão entre ângulos azimutais de visada (AZV, unidade graus decimais) e EVI. A reta contínua representa os valores estimados pela regressão e as linhas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%. Acima do gráfico está representada a equação do modelo.

DISCUSSÃO

Comparando os transectos entre si, não foram observadas grandes diferenças de variações de EVI ao longo dos 8 meses, exceto para o transecto M1, na Costa do Marrecão. Isto se deve provavelmente à contaminação do pixel de floresta de várzea pelos pixels vizinhos onde ocorrem vegetações arbustivas e cultivos agrícolas, localizados a menos de 500 metros de distância do centro do pixel MODIS correspondente a M1.

Os menores valores de EVI encontrados durante a fase aquática (Figura 3) poderiam ser explicados por maior senescência e queda de folhas, devido o estresse fisiológico associada à inundação (Parolin *et al*., 2010). Enquanto os maiores valores de EVI observados durante a fase terrestre poderiam indicar um maior fechamento e/ou estratificação do dossel, com brotamento de folhas novas durante esta fase, resultando no aumento do índice de área foliar (IAF) e do verdor (greeness) da vegetação (Huete *et al.*, 1997). Estudos realizados em florestas de várzea na Ilha da Marchantaria, próximo a Manaus, e na reserva Mamirauá, próximo a Tefé, sugerem que o pico de queda de folhas ocorreria durante a primeira metade da fase aquática, e o pico de produção de novas folhas, ocorreria ao final da fase aquática, promovendo variações temporais interespecíficas de queda e produção de folhas (Schöngart *et al*., 2002).

Além da fenologia foliar, outros fatores poderiam estar influenciando a EVI/MODIS. Estudos anteriores mostram que ângulos zenitais solares (AZS) maiores tendem a produzir maior fração sombra na imagem, resultando em valores de EVI menores. Portanto, o aumento de EVI observado no período terrestre pode ser atribuído, pelo menos em parte, à diminuição do AZS neste mesmo período (Huete *et al* 1999; Breunig, 2011; Galvao *et al*, 2011, 2013).

Estudos anteriores mostram que os valores de reflectância e de EVI tendem a ser maiores na direção do retroespalhamento, que na direção do espalhamento frontal. Particularmente quando os ângulos zenitais solar e de visada são iguais e encontram-se alinhados no mesmo plano (efeito hotspot). A razão para isto é que os alvos como dosséis de florestas apresentam mais elementos iluminados pelo sol na posição de retroespalhamento e mais fração sombra na posição do espalhamento frontal. (Jensen *et al*., 2011; Breunig, 2011; Galvão *et al.*, 2011; 2013).

CONCLUSÕES

A utilização do índice EVI/MODIS como medida indireta de estimação da produção de biomassa por queda de folhas em florestas de várzea na Amazônia Central requer procedimentos adicionais de processamento das imagens do sensor MODIS. Dentre os processamentos de imagens que poderiam melhorar os resultados da relação entre EVI/MODIS e fenologia foliar poderíamos citar correções de reflectância bidirecional (BRDF) das imagens relacionados à geometria de aquisição das imagens e remoção do efeito da água abaixo do dossel e fração sombra do dossel utilizando modelos de mistura espectral.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos Dr.s Jochen Schöngart e Bruce W. Nelson pelo fornecimento de informações importantes sobre o estado de arte do tema deste estudo. Somos gratos ao Dr. Flávio Luizão, coordenador do laboratório BIONTE, pelo uso do espaço e equipamentos. Agradecemos também ao CDAM/INPA pelo suporte no fornecimento de combustível para as pesquisas de campo. Este estudo foi financiado pela FAPEAM (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas) através do projeto (PRONEX): "Dinâmica do Carbono e Mercúrio na bacia Amazônica".

SÍNTESE

- As florestas de várzea apresentaram maiores valores de taxa de queda de folhas durante a fase aquática.
- Não foi possível detectar a influência do número de dias desde o início da fase aquática sobre a queda de folhas. É provável que o período de tempo de coleta de 4 meses durante a fase aquática não seja suficiente para demonstrar algum padrão sazonal.
- Houve uma clara relação entre o número de dias desde o início da fase terrestre e a redução de queda de folhas, indicando o potencial da duração da fase terrestre como preditor da produção de biomassa por queda de folhas.
- As florestas de várzea apresentaram maiores valores de EVI/MODIS durante a fase terrestre.
- Não foi possível atribuir as diferenças em valores de EVI/MODIS às variações na queda de folhas.
- É possível que além da queda de folhas e do ângulo zenital solar, outros fatores possam estar produzindo baixos valores de EVI/MODIS durante a fase aquática, como contaminação dos pixels por sombra de nuvens, fração água ou solo exposto nos pixels e variações do ângulo de visada do sensor no momento da aquisição das imagens.
- É provável que as variações de EVI/MODIS observadas sejam atribuídas mais claramente a variações na geometria de aquisição de imagens ou ao efeito de absorção da radiação pela água, que à fenologia da floresta de várzea.

ANEXO 2

Tabela 1. Localização dos transectos correspondentes aos pixels MODIS.

Coordenadas geográficas em graus, minutos.

Transectos	latitude	longitude
M1	-3,3434	-60,6539
M2	-3,3598	-60,6651
Sup	-3,5125	-60,7684
C1	-3,5327	-60,7684
C2	-3,5327	-60,7594
P1	-3,5102	-60,8133
P2	-3,5012	-60,8020
Mu1	-3,6315	-60,8537
Mu2	-3,6382	-60,8716
Pi1	-3,4002	-60,9637

Tabela 2. Critérios de filtragem do índice de vegetação EVI pela imagem "250m 16 Days VI Quality".

Extraído de NASA (2004).

Bit nº	**Parâmetro**	**Bit-word**	**Interpretação**
0-1	qualidade Indice Vegetação	00	boa qualidade
		01	checar outros QA
2-5	qualidade Indice Vegetação	0000	qualidade mais alta
		até 1010	qualidade menor
6-7	quantidade de aerosóis	00	baixa
		ou 10	intermediário
8	nuvem adjacente detectada	0	NÃO
10	mistura de nuvens	0	NÃO
11-13	mascara agua-terra	001	terra firme apenas
		010	margens de lagos
15	possível sombra de nuvem	0	NÃO

Tabela 3. Estatísticas descritivas, ANOVA e Teste-t. Valores de EVI e taxa de queda de folhas ($Mg.ha^{-1}.mês^{-1}$) contra variáveis categóricas Fase Aquática (AQ) e Fase terrestre (TER).

	N AQ	**N TER**	**Média AQ**	**Média TER**	**DP AQ**	**DP TER**	**gl**	**t-value**	**p**	**F**	**p**
EVI	420	270	0,438692	0,550294	0,087331	0,045280	688	-19,3866	0,001	375,84	0,000001
FOLHAS	159	116	1,059905	0,662600	0,498677	0,526772	273	6,371157	0,000001	40,592	0,000001

Referências

Agência Nacional das Águas – ANA. HidroWeb, 2012.(http://hidroweb.ana.gov.br) Acesso em 12/12/2012.

Armstrong, W.; Brändle, R.; Jackson, M.B. 1994. Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica*, 43:307–358.

Aufdenkampe, A. K.; Mayorga, E.; Raymond, P. A; Melack, J. M.; Doney, S. C.; Alin, S. R.; Aalto, R. E.; Yoo, K. 2011. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Frontriers of Ecologycal Environment*; 9(1): 53–60. doi:10.1890/100014

Belger, L., Forsberg, B. R., Melack, J.M. (2010). "Carbon dioxide and methane emissions from interfluvial wetlands in the upper Negro River basin, Brazil." *Biogeochemistry.*

Borchert, R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribuition of tropical dry forest trees. *Ecology* 75:1437-1449.

Breunig, F.M. 2011. *Influência da geometria de aquisição sobre índices de vegetação e estimativas de IAF com dados MODIS, HYPERION e simulações PROSAIL para a soja.* Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo.

Cáuper, G.. C. B. 2000. *A influência das atividades de exploração de petróleo e os impactos ambientais e socioeconômicos na cidade de Coari*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 146 pp.

Clark , D.B.; Rown, S. B.;Kicklighter, D. W.; Chambers J. Q.; Homlinson, J. O.; Ni, J. 2001. Measuring net primary production in forests : concepts and field methods. *Ecological Applications*, 11(2), pp. 356–370.

Crawford, R. M. M. 1989. The anaerobic retreat. In: CRAWFORD, R.M.M. (Ed). *Studies in plant survival: Ecological case histories of plant adaptation to adversity*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, Studies in Ecology, 11. pp. 105–129.

Crawford, R. M. M. 1992. Oxygen availability as an ecological limit to plant distribution. *Advances in Ecological Research*. 23:93–185. doi:10.1016/S0065-2504(08)60147-6.

Crawley, M.J. 1986. *Plant ecology*. Blackwell scientific publications, Oxford.

Cunha, F.B.; Appi, V.T. 1990. *Controle geológico na definição de grandes domínios ambientais na planície Amazônica*. Petrobrás/Cenpes, 30-35.

Devol, A. H.; Richey, J. E. 1990. Sessonal Dynamics in Methane Emissions from the Amazon River Floodplain to the Troposphere. *Journal of Geophysical Research*.; vol. 95, no. D10, pp. 16417-16426.

EMBRAPA. 2006. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. – Rio de Janeiro : EMBRAPA-SPI, 2006.

ESRI. ArcMap GIS 9.3 2008. Extenção: Spatial Analyst Tools. U.S.A.

Filizola, N.; Guyot, J., L.; Molinier, M., Guimarães, V., Oliveira, E.; Freitas, M., A. 2002. Caracterização Hidrológica da Bacia Amazônica, In: Rivas, A. & Freitas, C., E., C. *Amazônia uma perspectiva interdisciplinar*, pp. 33-53, Manaus, Brasil.

Freitas, R. M.; Arai, E.; Adami, M.; Souza, A. F.; Sato, F. Y.; Shimabukuro, Y. E.; Rosa, R. R.; Anderson, L. O.; Rudorff, B. F. T. 2011. Virtual laboratory of remote sensing time series: visualization of MODIS EVI2 data set over South America. *Journal of Computational Interdisciplinary Sciences* 2(1):57-68. DOI: 10.6062/jcis.2011.02.01.0032.

Furch, K. 1997. Chemistry of Várzea and Igapó Soils and Nutrient Inventory of Their Floodplain Forests. In: Junk, W. J. (Org.) *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Dordrecht: Springer, Ecological Studies, 126.

Galvão, L.S.; Santos, J. R; Roberts, Dar A.; Breunig, F.B.; Toomeyb, B; Moura, Y.M. 2011. On intra-annual EVI variability in the dry season of tropical forest: A case study with MODIS and hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, 115: 2350–2359.

Galvão, LS; Breunig, F. BM; Santos, J. R.; Moura, Y. M. 2013. Anisotropia de índices hiperespectrais em florestas tropicais. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, INPE.

Glenn, E.P.; Huete, A.R.; Nagler, P.L.; Nelson, S.G. 2008. Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. *Sensors* 8, 2136-2160.

Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2005.Tree phenology in adjacent Amazonian flooded and unflooded forests. *Biotropica* 37: 620-630.

Hess, L.L; Melack, J.M.; Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F.; Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing Environment*, 87:404–428.

Huete, A.R., 1988. A soil-adjusted vegetation index. Remote Sensing of Environment, Elsevier Science Publishing Co., New York, USA. 25:295-309.

Huete, A.R.; Liu, H.Q.; Batchily, K.; Van Leeuwen, W. 1997. A comparison of Vegetation Indices over a global set of TM Images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59:440-451.

Huete, A. R.; Justice, C.; Leeuwen, W. V. 1999. *MODIS vegetation index (MOD13) Algorithm theoretical basis*. Document Version 3, NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland 20771, USA, 122p.

Huete, A.; Didan, K.; Miura, T. et al. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v. 83.

Huete A.R., Didan, K.; Shimabukuro, Y.E.; Ratana, P.; Saleska, S.R.; Hutyra, L.R.; Yang, W.; Nemani, R.R.; Myneni, R. 2006. Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. Geophysical Research Letters, 33.

Huete A.R.; Solano-Barajas, R; Glenn; P; Restrepo-Coupe, N. 2011. Monitoreo de propriedades y procesos ecossistémicos con Índices de vegetación MODIS. In: François, J. A. (ed): *Aplicaciones del Sensor MODIS para el Monitoreo del Territorio*. 1 ed. INE-SEMANART, Mexico.

IUCN. The Ramsar Conference: Final act of the international conference on the conservation of wetlands and waterflow,Annex 1.Special Supplement to IUCN, Bulletin 2, 4 pp. 1971.

Jensen, J. R. 2011. *Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres*. Tradução: Epiphanio, J. C. N.*et. al.* Ed. Parêntese. São José dos Campos, SP.

Joly, C.A.; Crawford, R. M. M. 1982. Variation in tolerance and metabolic responses to flooding in some tropical trees. *Journal of Experimental Botany*, 33:799–809. doi:10.1093/jxb/33.4.799.

Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: *Dodge D.P. Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106:110–127.

Junk, W. J.; Piedade, M. T. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: W. J. Junk (Ed) *The Central Amazon Floodplain: ecology of a pulsing system*. Springer: Berlim, Ecological Studies, 126: 351-359.

Junk, W. J.; Wantzen, K. M. 2004. The Flood Pulse Concept: New Aspects , Approaches And Applications - An Update. In: WELCOME, R. L.; PETR, T. (eds.): *Poceeedings of the Second International Symposium on the Management of the Large Rivers for Fisheries*. Volume: 2, Issue: 1, Publisher: Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Pages: 117-141.

Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J. M.; Wittmann, F.A. 2011. Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, v. 31, n. 4, p. 623-640.

Justice, CO, Vermote, E, Townshend, JRG, Defries, R, Roy, DP, Hall, DK; *et al.* 1998. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land remote sensing for global change research. IEEE *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(4), 1228_1249.

Kaufman, Y. J.; Tanré, D. 1992. Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI) for EOS-MODIS. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.30, n.2.

Klinge, H.; Junk, W. J.; Revilla, C. J. 1990. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. *Forest Ecology and Management*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers. 34:81-101.

Köppen, W. 1936. *Das Geographisca System der Klimate*.Gebr, Borntraeger, 1-44.

Kozlowski, T. T. 1984. Responses of woody plants to flooding. In: Kozlowski, T. T. (Ed.) *Flooding and plant growth*. Orlando: Academic Press; pp. 129–163.

Le Toan, T.; Quegan, S.; Davidson, M. W. J.; Balzter, H.; Paillou, P.; Papathanassiou, K.; Plummer, S.; Rocca, F.; Saatchi, S.; Shugart, H.; Ulander, L. 2011. The BIOMASS mission: Mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. *Remote Sensing of Environment*, 115: 2850–2860.

Malhi, Y;Wood, D; Baker, T R; *et al.* 2006.The regional variation o aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12:1107–1138.

Martinez, J. M.; Le Toan, T. 2007. Mapping of Flood Dynamics and Spatial distribution of Vegetation in the Amazon Floodplain Using Multitemporal SAR Data. *Remote Sensing of Environment*, 108(3), 209–223.

Mayorga, E.; Aufdenkampe, A. K.; Masiello, C. A; et al. 2005. Young organic matter as a source of carbon dioxide outgassing from Amazonian rivers. *Nature*, v. 436, n. 7050, p. 538-41, Disponível em: (http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16049484). Acesso em: 9/7/2011.

Malhi, Y.; Aragão, L. E. O. C.; Metcalfe, *et al.*, 2009. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. *Global Change Biology*, v. 15, n. 5, p. 1255-1274. Disponível em: (http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2008.01780.x). Acesso em: 13/6/2011.

Melack, J.; Forsberg, B., R. 2001. Biogeochemistry of Amazon Floodplain Lakes and Associated Wetlands. In: Mcclain, M. E.; Richey, J.E.; Victoria, R. J. (Org.). T*he Biogeochemistry of the Amazon Basin and its Role in a Changing World*. Oxford, England: Oxford University Press, v.1, p. 235-376.

Melack, J.; Hess, L.; Gastil, M.; Forsberg, B.; Hamilton, S.; Lim, I. T.; Novo, E. L. M. 2004. Regionalization of methane emissions in the Amazon Basin with microwave remote sensing. *Global Change Biology*, pp. 530-544.

Melack, J. M.; Hess, L. L. 2010. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. In: Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P. (eds) *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Dordrecht: Springer, Ecological Studies, 210.

Nebel, G., J; Dragsted; A, Salazar, Vega. 2001. Litter fall, biomass and net primary production in floodplain forests in the Peruvian Amazon, *Forest Ecology and Management*, 150, 93–102.

Nogueira, A.C.R.; Arai, M.; Horbe, A.M.C.; Horbe, M.A.; Silveira, R.R.; Silva, J.S.; Motta, M.B. 2003. A Influência Marinha nos Depósitos da Formação Solimões na Região de Coari (Amazonas): Registro da Transgressão Miocênica na Amazônia Ocidental. VIII Simpósio de Geologia da Amazônia.

Novo, E. M. L. de; Ferreira, L. G.; Barbosa, C.; Carvalho, C.; Sano, E. E.; Shimabukuro, *et al.* 2005. Técnicas avançadas de sensoriamento remoto aplicadas ao estudo de mudanças

climáticas e ao funcionamento dos ecossistemas amazônicos. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 35, n. 2, p. 259-272.

Parolin, P.; Wittmann, F.; Schöngart, J. 2010. Tree Phenology in Amazonian Floodplain Forests. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds) *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Dordrecht: Springer Ecological Studies 210.

Peel, M. C.; Finlayson, B. L.; MCMAHON, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth Systems. Science* 11: 1633–1644.

Phillips, O. L.; Malhi, Y. ; Higuchi, N.; Laurance, W. F.; Nunez, P. V.; Vasquez, R. M.; Laurance, S. G.; Ferreira, L. V. ; Stern, M.; Brown, S.; Grace, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282:439–442.

Ponzoni, F. J.; Shimabukuro, Y. E. 2010. *Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação*. 2ª ed.Parêntese. São José dos Campos, Brasil.

Prance, G.T. 1980. A terminologia dos tipos de florestas amazonicas sujeitas a inundação. *Acta Amazonica* 10(3): 495-504.

Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I.. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences*, 8 (6). pp. 1415-1440.

SAATCHI, S. S.; HOUGHTON, R. A.; DOS SANTOS ALVALÁ, R. C.; SOARES, J. V.; YU, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, v. 13, n. 4, p. 816–837, 2007. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x>. Acesso em: 29/5/2013.

Rice, A.H., Pyle, E.H.; Saleska, S.R.; Hutyra, L.; Palace, M.; Keller, M.; Camargo, P.B.; Portilho, K.; Marques, D.F.; Wofsy, S.C. 2004. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. *Ecological Applications*.

Richey, J. E., Devol, A. H., Wofsy, S.C., Victoria, R., Riberio, M. N. G. 1988. Biogenic Gases and the Oxidation and Reduction of Carbon in Amazon River and Floodplain Waters. *Limnology and Oceanography,* Vol. 33, No. 4, Part 1, pp. 551-561.

Richey, J. E., Melack, J. M., Aufdenkampe, A. K., Ballester, V. M., Hess, L. L. 2002. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO2. *Nature*, v. 416, n. 6881, p. 617-20. Disponível em: (http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11948346)

Rosenqvist, A., Forsberg, B. R., Pimentel, T., Rauste, Y. A.; Richey, J. E. 2002. The use of spaceborne radar data to model inundation patterns and trace gas emissions in the central Amazon floodplain. *International Journal of Remote Sensing* , 23, 1303 – 1328.

Rouse, J.W., Jr., R.H. Haas, J.A. Schell, and D.W. Deering. 1973. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Prog. Rep. RSC 1978-1, Remote Sensing Center, Texas A&M Univ., College Station, 93p. (NTIS No. E73-106393)

Saatchi, S. S.; Houghton, R. A.; Alvalá, R. C. S.; Soares, J. V.; Yu, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. Global Change Biology 13:813–837.

Saleska, S.R., Miller, S.D.; D.M. Matross, M.L. Goulden, S.C. Wofsy, H. Da Rocha, P.B. De Camargo, P.M. Crill, B.C. Daube, C. Freitas, L. Hutyra, M. Keller, V. Kirchhoff, M. Menton, J.W. Munger, E.H. Pyle, A.H. Rice, H. Silva. 2003. Carbon in Amazon forests: unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. *Science*. 302: 1554-1557.

Schöngart, J., Piedade, M., Ludwigshausen, H., Worbes, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. Journal of Tropical Ecology 18: 581-597.

Schöngart, J.; Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Ayres, J. M.; Hüttermann, Worbes, M. 2004. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Nino-Southern Oscillation effect. Global Change Biology, v. 10, n. 5, p. 683-692.

Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M. 2010. Biomass and Net Primary Production of Central Amazonian Floodplain Forests. In: Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P. (eds) *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management.* Dordrecht: Springer. Ecological Studies, v. 210, p. 347-388.

Sioli, H. 1984. The Amazon and its main inffluents: hydrography , morphology of the river courses, and river types. In: Sioli, H. ed.: The Amazon Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Monographiae Biologicae. Dordrecht,p. 127-165.

Solano, R., Didan, K., Jacobson, A., and Huete, A. (2010) MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Series), Version 2.00, May 2010 (Collection 5).

StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), versão 7.1. (www.statsoft.com).

Trigg, M. A., Bates, W. M. D., Horritt, P. D., Alsdorf, M. S., Douglas, E., Forsberg, B. R., Vega, M. C. 2009. Amazon flood wave hydraulics. Elsevier B.V., Journal of Hydrology, v. 374, n. 1-2, p. 92-105.

United States Geological Service (USGS) 2012. Disponível em: < http://mrtweb.cr.usgs.gov>

Visser, E. J. W; Voesenek, L. A. C. J; Vartapetian, B. B; Jackson, M.B. 2003. Flooding and plant growth. Annals of Botany. 91:107–109. doi:10.1093/aob/mcg014.

Xiao, X.; Hagen, S.; Zhang, Q.; Keller, M.; Moore, B. 2006. Detecting leaf phenology of seasonally moist tropical forests in South America with multi-temporal MODIS images. *Remote Sensing of Environment*, v. 103, n. 4, p. 465-473.

Wittmann, F.; Junk, W. J.; Piedade, M. T. F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. Forest Ecology and Management. 196:199–212. doi:10.1016/j.foreco.2004.02.060.

Wittmann, F. W.; Parolin, P. 2005. Aboveground roots in Amazonian floodplain trees. *Biotropica*. 37:609–619. doi:10.1111/j.1744-7429.2005.00078.x.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Queiroz, H. L.; Worbes, M. 2006. Tree Species Composition and Diversity Gradients in White-Water Forests Across the Amazon Basin. Journal of Biogeography. 33:1334–1347. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01495.x.

Wittmann, F.; Junk, W. J.; Schöngart, J. 2010. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central amazonian floodplain forests. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Parolin, P.; Wittmann, F.; Schöngart, J. (eds) Central Amazonian Floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Heidelberg: Springer. *Ecological Studies.*

Worbes, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentral-amazonischen Überschwemmungswäldern. *Scripta Geobotanica* 17: 1-112.

Worbes, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: *The Central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Junk, W. J. *et al.* (eds), Heidelberg: Springer. Ecological Studies 126. 223–266.

Zeilhofer, P; Sanches, L.; Vourlitis, G. L; Lui, Andrade, N.R. 2012. Seasonal variations in litter production and its relation with MODIS vegetation indices in a semi-deciduous forest of Mato Grosso. *Remote Sensing Letters*, Vol. 3, No. 1, 1–9.