

Utilização de imagens ALOS/PALSAR para o mapeamento das áreas periodicamente inundadas do Baixo Amazonas e sua relação com o grau de antropização das várzeas

Vivian Fróes Renó

Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (OBT)

Caixa Postal 515 - 12201-970 - São José dos Campos - SP, Brasil

{vivianfr, evlyn}@dsr.inpe.br

Abstract. The purpose of this study is to map the seasonally flooded area of two subareas in the lower Amazon with different degrees of anthropogenic disturbance using ALOS PALSAR images of two different hydrologic periods (3/1/2009 – low water, and 7/6/2009 – high water). A deforestation map of the last third years was used to select the subareas of high and low anthropogenic disturbance. The following procedures were performed for each subarea: multivariate segmentation of ALOS images by region growing method; and unsupervised region classification. Results showed that the seasonally flooded area is larger in the subarea of high anthropogenic disturbance than in the subarea with low disturbance.

Palavras-chave: floodplain forest, deforestation, erosion, seasonally flooded area, ALOS image, floresta de várzea, desflorestamento, erosão, área sazonalmente inundada, imagens ALOS

1. Introdução

Estima-se que as florestas de várzea ocupem uma área de aproximadamente 600.000 km² da bacia amazônica (Junk, 1997) e em torno 350.000 km² da calha do Amazonas (Melack e Hess, 2010). Estas áreas são influenciadas por inundações periódicas de rios de água branca carregados de sedimentos e ricos em nutrientes (Prance, 1979), como os rios Solimões/Amazonas, Madeira e Japurá. Devido à alta fertilidade de suas terras, a várzea é um dos ecossistemas amazônicos mais influenciados por atividades humanas (Junk, 2000; Ohly, 2000). Há décadas as florestas de várzea vêm sendo removidas, principalmente na região do Baixo Amazonas, devido à sua proximidade com a foz. Dentre os fatores que impulsionaram o desflorestamento nesta região, podemos citar a exploração seletiva de madeira, que teve início na década de 1950 (Barros e Uhl, 1997); a produção da juta, considerada a principal atividade agrícola no trecho de Manaus a Santarém entre 1930 e 1990 (Winklerprins, 2006); e a atividade pecuária, introduzida pelos europeus e intensificada a partir da década de 1970 em função das políticas de estímulo ao desenvolvimento da atividade agropecuária na região amazônica (Bunker, 1982; McGrath et al., 2006).

No entanto, as florestas de várzea são ecossistemas ricos em recursos naturais e de grande importância ecológica, econômica e social. O controle do desflorestamento nessas áreas é fundamental, não apenas pela preservação dos recursos terrestres, mas pelo impacto imediato que a remoção da floresta tem sobre a circulação da água nas várzeas (Junk 1996; Barbosa, 2005), na biodiversidade dos sistemas aquáticos (Junk, 1996; Parolin, 2002; Wittmann et al., 2004; Costa et al., 2007), na produção pesqueira, na qualidade da água e na saúde das populações ribeirinhas (Junk, 1996). Além disso, a remoção das florestas de várzea acelera os processos erosivos que diminuem a declividade das terras e pode causar solapamento das margens e assoreamento dos leitos de rios e lagos, modificando drasticamente a paisagem da várzea.

Com base nessas informações, a hipótese deste estudo é de que os ambientes de várzeas antropizados - que sofreram desflorestamento nos últimos anos - tendem a apresentar uma menor resistência à onda de inundação e, conseqüentemente, tendem a ter uma maior área de terrenos periodicamente inundada que as regiões da várzea mais

preservadas e que ainda conservam parte de sua cobertura florestal. Com base nessa hipótese e na disponibilidade de um mapa de desflorestamento da várzea dos últimos 30 anos, o principal objetivo deste trabalho foi mapear a área periodicamente inundada de duas subáreas do Baixo Amazonas (mais antropizada e menos antropizada) a partir de imagens ALOS PALSAR de dois períodos hidrológicos distintos (3/1/2009 – seca enchente e 7/6/2009 - cheia).

2. Área de Estudo

A área de estudo situa-se na região de várzea do baixo rio Amazonas, no estado do Pará. Dentro desta região foram selecionadas duas subáreas com diferentes graus de degradação da cobertura florestal, nomeadas de região oeste e leste (Figura 1). A região oeste localiza-se ao sul da cidade de Oriximiná, entre os paralelos $1^{\circ} 47' 50''\text{s}$ e $2^{\circ} 0' 24''\text{s}$ e entre os meridianos $55^{\circ} 43' 2''\text{o}$ e $56^{\circ} 4' 16''\text{o}$; inclui a região das lagoas Paru e Marrecas, na confluência do rio Amazonas/Solimões com o rio Cachoeiri. A região leste localiza-se ao sul da cidade de Alenquer, na ilha Arapiri, entre os paralelos $1^{\circ} 58' 40''\text{s}$ e $2^{\circ} 11' 14''\text{s}$ e entre os meridianos $55^{\circ} 2' 53''\text{o}$ e $54^{\circ} 41' 39''\text{o}$. Em contraste com a região oeste, cuja área desflorestada nos últimos 30 anos foi de apenas 9%, a região leste teve 16% de sua área desflorestada entre 1975-1981 e 2008 (Renó, 2010).

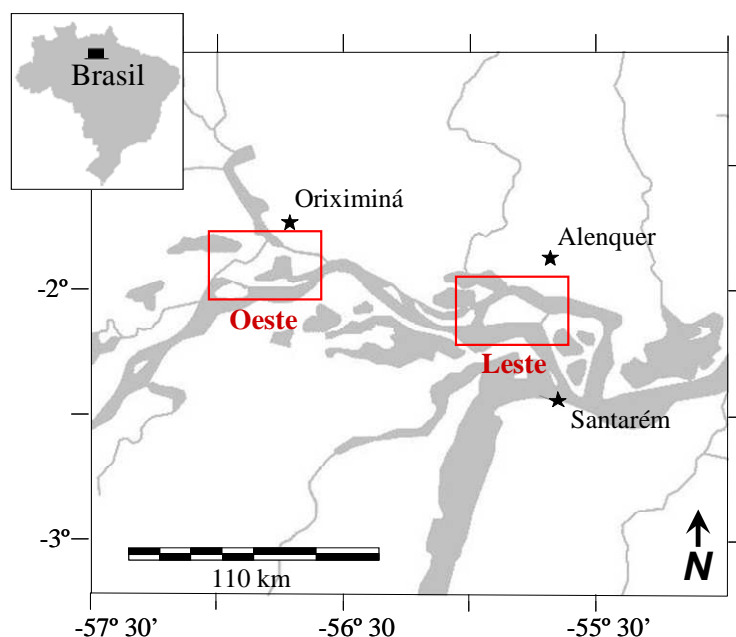


Figura 1 - Localização da região de estudo e delimitação das subáreas oeste e leste.

3. Metodologia

Para testar a hipótese do trabalho, era imprescindível a seleção de duas subáreas de várzea de iguais proporções e com diferentes graus de degradação da cobertura florestal. A escolha das subáreas foi realizada com base no Mapa de Desflorestamento da Várzea, elaborado por Renó (2010) a partir de mosaicos de imagens MSS e TM das décadas de 1970 e 2000, respectivamente, do período de vazante. O mapa indica que, na região oeste, o desflorestamento foi de 86 km^2 entre o final da década de 1970 e 2008, cerca de 9% da área total mapeada para esta região. Em contrapartida, a região leste teve 144 km^2 de área desflorestada no mesmo período, o que corresponde a 16% da área total mapeada para a região. Consideramos, portanto, que a região leste apresenta maior grau de degradação da cobertura florestal nos últimos 30 anos. A Figura 2

apresenta o Mapa de Desflorestamento da Várzea e o gráfico de proporção das classes mapeadas, relativo às subáreas (a) oeste e (b) leste.

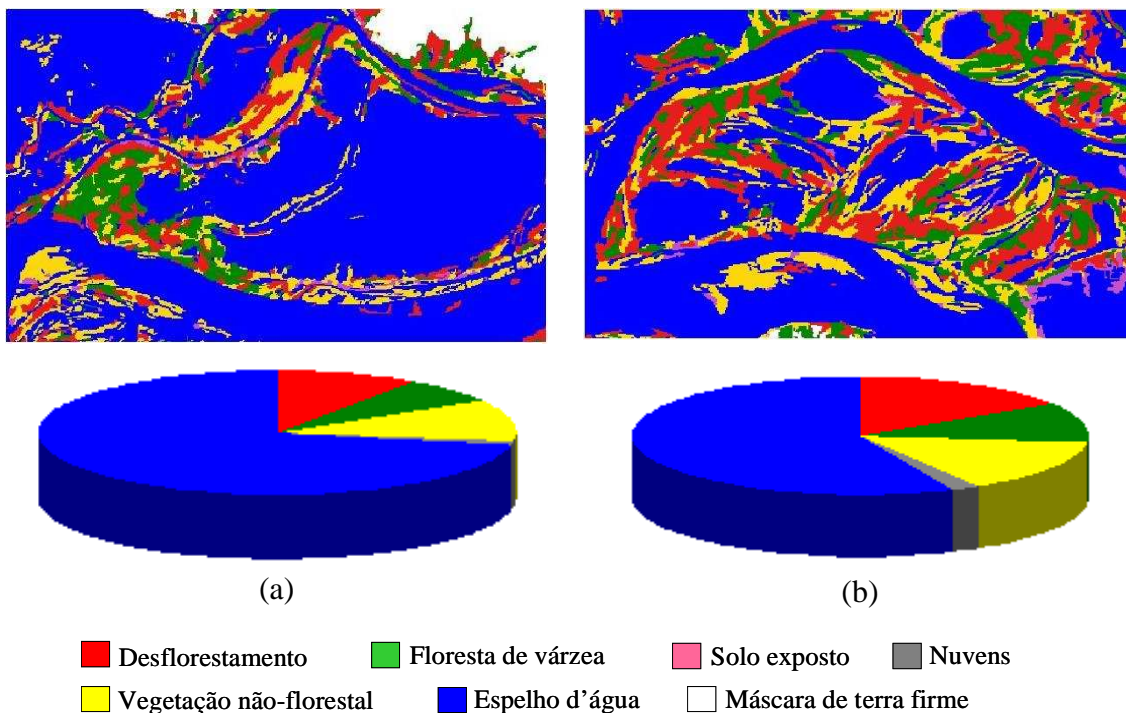


Figura 2– Mapa de Desflorestamento da Várzea e gráfico de proporção das classes mapeadas, relativo às subáreas (a) oeste e (b) leste

Para a identificação das áreas sazonalmente inundadas na planície de inundação, foram utilizadas duas imagens ALOS PALSAR (tamanho da imagem: 350 km x 350 km) modo de imageamento ScanSar (banda L, polarização HH e pixel de 10 0m). Uma imagem de 3 de janeiro de 2009 (seca) e outra de 7 de junho de 2009 (cheia).

As imagens originais, com resolução radiométrica de 16 bits, foram convertidas para coeficiente de retroespalhamento (σ^0), reescaladas para 8 bits e georreferenciadas para o sistema de projeção Lat/Lon WGS-84, tendo com imagem de referência o mosaico Landsat Geocover 2000 (<https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/>).

Para reduzir o efeito do ruído speckle, foi aplicado um filtro adaptativo (*Enhanced Frost*) nas imagens ALOS. O filtro proposto por Frost et al. (1982) é convolucional linear, derivado da minimização do erro médio quadrático sobre o modelo multiplicativo do ruído. Neste filtro incorpora-se a dependência estatística do sinal original, uma vez que se supõe uma função de correlação espacial exponencial entre pixels (Camara et al., 1996). É um filtro adaptativo que pondera adequadamente as áreas homogêneas e preserva, ao mesmo tempo, a informação textural e a estrutura de bordas (Lopes et al., 1990). Em seguida, as imagens foram recortadas para delimitar as regiões correspondentes às subáreas leste e oeste.

Com o intuito de mapear as áreas de várzea sazonalmente inundadas, para cada subárea foram realizados os seguintes procedimentos: segmentação multidata das imagens ALOS pelo método de crescimento de regiões; e classificação não-supervisionada por região.

A segmentação multidata consiste na segmentação simultânea de imagens de diferentes datas. A segmentação de imagens por crescimento de regiões é técnica de agrupamento de dados na qual as regiões espacialmente adjacentes e de características espectrais semelhantes podem ser agrupadas. Para realizar esse processo de

segmentação é necessário definir dois limiares: a) o limiar de similaridade, que é a diferença mínima entre os níveis de cinza da imagem para a definição de uma borda entre áreas e; b) o limiar de área, valor de mínima dimensão, dado em número de pixels, para que uma região seja individualizada. Nessa etapa foram usados os limiares de similaridade e de área iguais a 25 (valor definido após a aplicação de testes).

Na técnica de classificação utilizada, o algoritmo é aplicado sobre um determinado conjunto de regiões, caracterizadas por seus atributos estatísticos de média, matriz de covariância e área. Esse algoritmo não supõe conhecimento prévio sobre a distribuição de densidade de probabilidade dos dados. É uma técnica que permite agrupar regiões (segmentos) a partir de uma medida de similaridade entre elas. No caso desse estudo, a medida de similaridade utilizada foi a distância de Mahalanobis entre a classe e as regiões candidatas a relação de pertinência com esta classe. A distância de Mahalanobis é definida pelo usuário a partir do limiar de aceitação, dado em percentagem. Quanto maior o limiar de aceitação, maior será a distância e, portanto, menor será o número de classes identificadas pelo algoritmo (Bins et al., 1993). Após diversos testes, foi definido um limiar de aceitação igual a 95%, por ser o que melhor expressava o resultado em termos de distribuição espacial da classe de interesse. Em seguida, as classes espectrais resultantes foram avaliadas contra a composição colorida das imagens ALOS e associadas, quando correspondentes, à classe **área sazonalmente inundada**.

A etapa de conversão das imagens ALOS para coeficiente de retroespalhamento e reescalonagem para 8 bits foi realizado no aplicativo ASF MapReady (ASF, 2010). Todo o processamento subsequente foi realizado com o programa SPRING (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas), desenvolvido pela Divisão de Processamento de Imagens (DPI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (Câmara et al., 1996).

4. Resultados e Discussões

O erro médio quadrático obtido no georreferenciamento das imagens ALOS foi menor que 0,80 pixels, considerado aceitável por corresponder a menos de um pixel da imagem.

A Figura 3 mostra um exemplo de imagem ALOS original e a correspondente imagem filtrada, utilizando o filtro adaptativo *Enhanced Frost*, com janela 3x3. É possível perceber que a filtragem causa uma leve homogeneização dos padrões, formando uma imagem com menor variabilidade nas informações.

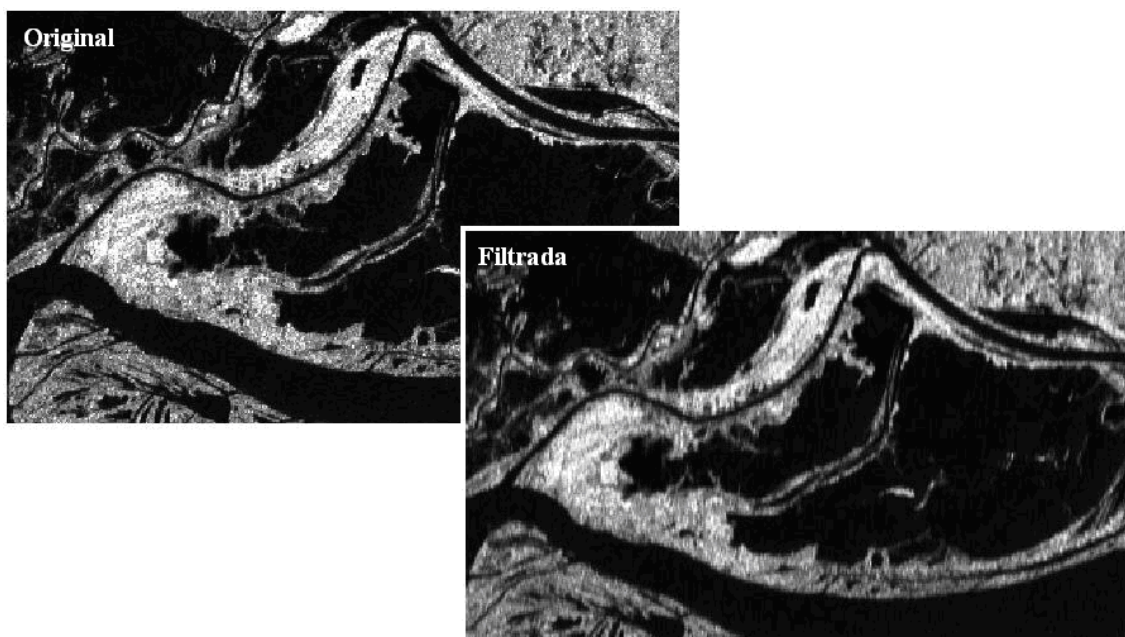


Figura 3 - Imagem ALOS (subárea oeste; data 3/1/2009) original e filtrada.

O resultado do mapeamento das áreas de várzea sazonalmente inundadas é apresentado na Figura 4a e 4b, relativo às subáreas oeste e leste, respectivamente.

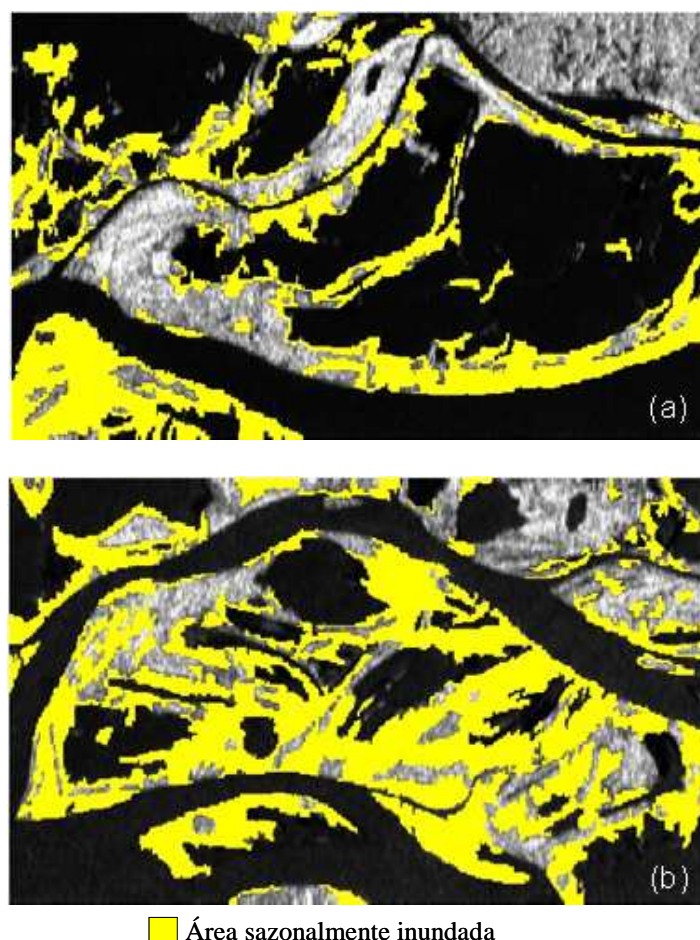


Figura 4 – Resultado do mapeamento da áreas de várzea sazonalmente inundadas nas subáreas (a) oeste e (b) leste.

A análise dos dados mostra que a área sazonalmente inundada é de 184 km² na subárea oeste e 285 km² na subárea leste; uma diferença de 101 km². A análise das classificações permite constatar a presença de áreas sazonalmente inundadas distribuídas de forma homogênea em grande parte da subárea leste. Em contrapartida, a subárea oeste apresenta menos áreas sazonalmente inundadas, principalmente na região de várzea a jusante da confluência dos rios Amazonas e Cachoeiri. A julgar pela resposta espectral da imagem ALOS nesta região, tratar-se de uma área de floresta alagada. Sabe-se que as florestas alagadas apresentam tons de cinza claro nas imagens de radar (banda L), decorrentes do maior retroespalhamento (mecanismo de *double bounce*) ocasionado pela inundação da floresta. De fato, como pode ser observado no Mapa de Desflorestamento (Figura 2), a área em questão é coberta por floresta de várzea, cuja presença pode ter prevenido a expansão da onda de inundação para toda região jusante, como se observa na subárea leste.

As informações obtidas corroboram a hipótese deste estudo, de que as áreas de várzea mais desflorestadas nos últimos anos são, também, as que apresentam uma maior susceptibilidade à inundação.

5. Conclusão

Foi possível mapear as áreas periodicamente inundadas de duas subáreas do Baixo Amazonas com graus diferentes de antropização a partir das imagens ALOS PALSAR de dois períodos hidrológicos distintos (3/1/2009 - início da enchente e 7/6/2009 - cheia).

A análise dos mapeamentos obtidos mostra que a área mapeada de terras periodicamente inundadas é maior na subárea leste (mais antropizada) do que na subárea oeste (menos antropizada). Por esse motivo, os resultados reforçam a hipótese deste estudo de que os ambientes de várzeas de origem antrópica - que sofreram desflorestamento nos últimos anos - tendem a apresentar uma menor declividade e, conseqüentemente, uma maior área de terras periodicamente inundadas que as áreas de várzea mais preservadas e que ainda conservam parte de sua cobertura florestal.

Agradecimentos

Os autores agradecem à FAPESP (processo 08/07537-1) pelo o suporte para o desenvolvimento desse trabalho. Vivian Renó agradece ao CNPq pela Bolsa PCI (Processo 382071/2010-7), e Evlyn Novo agradece ao CNPq (Processo 304929/2007-7 e Processo 550373/2010-1).

5. Referências Bibliográficas

- ASF, Alaska Satellite Facility. MapReady. Disponível em: <http://www.asf.alaska.edu/sardatacenter/softwaretools>. Acesso em: 10 out 2010.
- Barros, A.C.; Uhl, C. 1997. Padrões, Problemas e Potencial da Extração Madeireira ao Longo do Rio Amazonas e do seu Estuário. Vol. 4, Série Amazônia N.4. Belém, Brasil: IMAZOM. 42 p.
- Bins, L.S.; Erthal, G.J.; Fonseca, L.M.G. 1993. Um método de classificação não supervisionado por regiões. SIBGRAPI 93. Simpósio Brasileiro de Computação Gráfica e Processamento de Imagens, 6 outubro, Recife.
- Bunker, S.G. 1982. Os programas de crédito e a desintegração não-intencional a das economias extrativas de exportação no Médio Amazonas do Pará. Pesq. Plan. Econ., v. 12, n. 1, p. 231-60.
- Camara, G.; Souza, R.M.C.; Freitas, U.M.; Garrido, J. 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. Computers & Graphics, v. 20, n. 3, p. 395-403.

- Costa, M.P.F.; Telmer, K.H.; Novo, E.M.L.M. 2007. Spectral light attenuation in Amazonian waters. *Limnology and Oceanography Magazine*.
- Frost, V.S.; Stiles, J.A.; Shanmugan, K.S.; Holtzman, J.C. 1982. A Model for Radar Images and Its Application to Adaptive Digital Filtering of Multiplicative Noise. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, v. 4, n. 2, p. 157-66.
- Junk, W. 1996. Os recursos hídricos da Amazônia. In *Uma Estratégia Latino-americana Para a Amazônia*, edited by C. Pavan and M. C. d. Araújo. Brasília, Brasil: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal
- Junk, W.J. 1997. The central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system, *Ecological Studies*. Berlin: Springer. 126 p.
- Junk, W.J. 2000. The Central Amazon River Floodplain: Concepts for the Sustainable Use of its Resources. In *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*, edited by W. J. Junk, J. J. Ohly, M. T. F. Piedade and M. G. M. Soares: Backhuys Publishers.
- Lopes; Touzi, R.; Nezry, E. 1990. Adaptive Speckle Filters and Scene Heterogeneity. *IEEE Transactions on Geoscience & Remote Sensing*, v. 28, n. 6, p. 992-1000.
- McGrath, D.G.; Almeida, O.T.; Merry, F.D. 2006. The Influence of Community Management Agreements on Household Economic Strategies: Cattle Grazing and Fishing Agreements on the Lower Amazon Floodplain. XI Biennial Global Conference of The International Association for the Study of Common Property (IASCP), June 19 – June 23, 2006, Bali, Indonesia.
- Melack, J.M.; Hess, L.L. 2010. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. /*Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*/. (eds W.J. Junk, M.T.F. Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart & P. Parolin), p. Springer Verlag
- Ohly, J.J. 2000. Development of Central Amazonia in the Modern era. In *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*, edited by W. J. Junk, J. J. Ohly, M. T. F. Piedade and M. G. M. Soares: Backhuys Publishers.
- Parolin, P. 2002. Growth, productivity and use of trees in white water floodplains. In *The central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*, edited by W. J. Junk, J. J. Ohly, M. T. F. Piedade and M. G. M. Soares. Leiden, The Netherlands: Blackhuys Publishers.
- Prance, G.T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*, v. 31, n. 1, p. 26-38.
- Renó, V.F. 2010. Avaliação do desflorestamento da várzea do baixo amazonas com imagens Landsat obtidas em 1975/1981 e 2008. 123 p. (INPE-16728-TDI/1666). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2010.
- Winklerprins, A.M.G.A. 2006. Jute cultivation in the lower Amazon, 1940–1990: an ethnographic account from Santarém, Pará, Brazil. *Journal of Historical Geography*, v. 32, n. 4, p. 818-38.
- 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*, v. 196, n. 2-3, p. 199-212.