

Identificação e quantificação do desflorestamento nas áreas alagáveis nos municípios à margem do Rio Solimões/ Amazonas nos estados do Pará e Amazonas.

Adriana Gomes Affonso^{1,2}
Evelyn Márcia Leão de Moraes Novo¹
John Michael Melack²
Laura Lorraine Hess²

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Caixa Postal 515 - 12245-970 - São José dos Campos - SP, Brasil
{affonso, evlyn}@dsr.inpe.br

²Institute for Computational Earth System Science and
Bren School of Environmental Science & Management
University of California, Santa Barbara, CA 92106, USA
lola@icess.ucsb.edu; melack@lifesci.ucsb.edu

Abstract. The aim of this work is to quantify the deforestation rate in the wetlands at the municipalities located at the Solimões/ Amazon River main stem in Amazonas and Pará states for the years of 1997, 2000, 2001, 2002 and 2004. For that we quantified: the proportion of wetlands for each municipality in the Amazonas (37) and Pará (18) States using the non-validated Amazon wetland mask; the deforested area and rate for each municipality using the digital deforestation data base provided by PRODES project; and the deforested area and rate within a 2 km buffer from the Amazon River bank, assuming that the floodplain is mainly used for owners living nearby the river banks. Results showed that the total amount of deforested area until 2004 is 7.836,97 km², corresponding to 6,45% of the wetlands in Para state and 4,67% of the wetlands in Amazonas state. The deforested area in the 2 km Terra Firme buffer at the wetland boundary was 34,69% in Para and 56,55% in Amazonas states. These numbers comprises 49% and 90% of the total deforestation rate in that area.

Palavras-chave: Amazon wetland, remote sensing, deforestation, áreas inundáveis da Amazônia, sensoriamento remoto, desflorestamento.

1. Introdução

A bacia Amazônica é a maior bacia de drenagem do mundo ocupando uma área de aproximadamente 6.869.000 km² (Neill, et al. 2006), abrangendo sete países da América do Sul e importantes centros populacionais como, Manaus, Iquitos e La Paz. Estimativas feitas por Hess et al. (2003) com base nos mosaicos JERS-1 produzidos pelo *Global Rainforest Mapping Project* (GRFM) indicam que cerca de 17 % da bacia é ocupada por diferentes tipos de áreas alagáveis.

As áreas alagáveis são importantes não apenas por sua alta biodiversidade (Goulding et al. 1996; Junk et al. 2000), mas também pela elevada produtividade primária das florestas inundáveis (Parolin et al. 2004) e das macrófitas aquáticas (Piedade et al., 1994). A alternância entre a fase terrestre e alagada, torna o ambiente alagável de grande relevância para o balanço de carbono. Estimativas recentes (Melack et al, 2004) indicam que a entrada de carbono na atmosfera, derivada da emissão de metano das áreas alagáveis da bacia amazônica, situadas acima da cota de 500 m pode atingir em torno de 22 Tg C/ano.

Uma das grandes dificuldades no estudo dessas áreas na Amazônia é a sua delimitação e caracterização, dado a grande extensão, complexidade, dificuldade de acesso e a sazonalidade. Estudos foram realizados com o objetivo de caracterizar essas regiões de acordo com o tipo de água e de vegetação, padrões de inundação e status de nutrientes (Junk, 1997), indicando fatores importantes que determinam a estrutura, função, riqueza das espécies dessas regiões. Um fator essencial que afeta diretamente a sua ecologia é a duração e a extensão da inundação na planície, determinando a cobertura, a estrutura e a riqueza vegetal da região,

regulando processos biogeoquímicos e atuando como reservatório de sedimentos e nutrientes (Klinge et al., 1990; Ferreira, 2000; Junk, 1997).

As informações derivadas de sensoriamento remoto, integradas a outras fontes em ambientes de sistemas de informações geográficas, têm se mostrado relevantes no estudo dessas regiões. Essas informações foram úteis no mapeamento e na delimitação da extensão e duração das inundações (Sippel, et al., 1998; Hess et al., 1995, 2003), no cálculo de taxas regionais de emissão de metano, e no estudo das mudanças da cobertura e da distribuição da vegetação aquática (Melack, et al., 2004; Novo e Silva, 1995; Novo, et al., 2005).

Historicamente as planícies de inundação de todo o mundo têm sido afetadas pela agricultura e desenvolvimento urbano, alterando sua hidrologia e configuração espacial. Em alguns países da Europa, o uso dessas áreas foi tão intenso que foram completamente extintas resultando na destruição de toda a sua cadeia alimentar (Cashin, et al., 1992). Na Amazônia Brasileira, o uso das planícies de inundação de seus principais rios, tem sido constante desde a chegada dos humanos ao continente. Segundo Junk (2000) a densidade populacional nas planícies amazônica durante o período pré-colombiano chegava a ser superior à atual. Relatos de viagem dos séculos 16 e 17 indicam a existência de grandes agrupamentos humanos sedentários ocupando as planícies de águas brancas do Rio Amazonas (Ohly, 2000). Durante os séculos 18 e 19 a região foi submetida a tentativas de ocupação econômica, como parte do processo de colonização da região. Apenas no século 20, entretanto, é que se construíram políticas públicas visando à integração da Amazônia ao Brasil. Dentre essas, pode-se mencionar a introdução do cultivo da juta, a exploração da borracha, o incentivo fiscal para a implantação de projetos agropecuários, a criação da Zona Franca de Manaus, a construção de hidrelétricas de grande porte, entre outras. Essas políticas de ocupação resultaram na remoção sistemática das florestas que nos anos mais críticos atingiram taxas anuais de cerca de 29.059 km², como em 1995 (INPE, 2006).

A ocupação da Amazônia e sua alteração através do desflorestamento vêm acarretando sérias conseqüências. Dentre essas alterações, as que abrigam maior controvérsia dizem respeito aos prováveis impactos deletérios do desmatamento sobre a biodiversidade e o clima global (Fearnside, 2005). A extensão do desflorestamento na Amazônia aumentou consideravelmente nas últimas décadas, chegando a aproximadamente 661.523 km² em 2005 (INPE, 2006). Contudo, ainda não foi quantificado nem identificado o quanto deste desflorestamento ocorreu na planície de inundação do Solimões/Amazonas, os sistemas alagáveis de maior biodiversidade e de maior potencial para desenvolvimento sustentável (Junk, 2000). Além disso, não tem sido dada atenção particular à identificação dos municípios transgressores nessa região. Seguindo essa temática, o objetivo desse trabalho é identificar e quantificar o desflorestamento nas áreas inundáveis nos municípios à margem do eixo Solimões/Amazonas, nos estados do Amazonas e Pará, nos anos de 1997, 2000 a 2002 e 2004.

2. Área de Estudo

A área de Estudo compreende os municípios localizados à margem dos Rios Solimões e Amazonas, nos Estados do Amazonas e do Pará. No Pará: Afuá, Alenquer, Almeirim, Belterra, Breves, Chaves, Curuá, Faro, Gurupá, Juriti, Melgaço, Monte Alegre, Óbidos, Oriximiná, Porto de Moz, Prainha, Santarém e Terra Santa. No Amazonas: Alvarães, Amaturá, Anamá, Anori, Autazes, Barreirinha, Beruri, Boa Vista do Ramos, Caapiranga, Careiro, Careiro da Várzea, Coari, Codajás, Fonte Boa, Iranduba, Itacoatiara, Itapiranga, Japurá, Juruá, Jutai, Manacapuru, Manaquiri, Manaus, Marã, Nhamundá, Parintins, Rio Preto da Eva, Santo Antonio do Içá, São Paulo de Olivença, São Sebastião do Uatamã, Silves, Tabatinga, Tefé, Tonantins, Uruará e Urucuritiba.

3. Metodologia

Foram utilizados os dados de desflorestamento do Prodes digital dos anos de 1997, 2000 à 2002 e 2004 (INPE, 2006). Esses dados foram importados para um banco de dados no Spring (Câmara, 1996) de projeção Policônica e datum SAD/69. Foram criados 5 novos mosaicos (60 mapas cada) que foram reamostrados de 60 para 90 metros para ficar compatível com a máscara de áreas inundáveis. A máscara de áreas inundáveis (Hess et al, 2003; Melack et al. 2004) foi utilizada para delimitar a região inundável. Foi criado um buffer de 2 km da máscara, compreendendo a área de Floresta de Terra Firme na borda da planície de inundação, assumindo que a planície de inundação é comumente utilizada pelos fazendeiros que moram na margem dos rios.

Os 5 mosaicos foram utilizados para calcular as áreas de cada classe (desflorestamento, floresta, não floresta, hidrografia e nuvem) para cada município, através da Ferramenta de Estatística de Imagem por polígono. Os 5 mosaicos também foram cruzados com a Máscara de Áreas Inundáveis (AI) e com a Máscara de Áreas Inundáveis agregada com o Buffer de 2 km (AIB2) através de um algoritmo desenvolvido em LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico), permitindo a geração de dez novos mapas. O cálculo das áreas das 5 classes dentro do AI e AIB2 também foi realizado através da Ferramenta Estatística de Imagem por polígono.

4. Resultados e Discussão

A Área Inundável (AI) compreende 198.128,84 km², representando 22,38 % da área de estudo, já a Área Inundável agregada com o Buffer de 2 km (AIB2) representa 54,68 %, e a área de Terra Firme a 2 km da margem da planície de inundação (TF, que é a diferença entre a AI e AIB2) representa 32,20% (**Tabela 1**).

Tabela 1: Área total das Unidades Territoriais (UT); da Área Inundável (AI); da Área Inundável agregada com Buffer de 2 km (AIB2) e da Terra Firme (TF), e as respectivas porcentagens em relação à área total da UT no Amazonas e no Pará.

	Amazonas	Pará	Total
UT (km²)	505.565	379.601	885.166
AI (km²) e % a UT	136.131,34/ 26,93%	61.997,51/ 16,33%	198.128,84/ 22,38
AIB2 (km²) e % a UT	330.960,23/ 65,46%	153.081,43/ 40,33%	484.041,66/ 54,68%
TF (km²) e % a UT	194.828,89/ 38,54%	91.083,92/ 23,99%	285.912,82/ 32,30%

Foi observado um aumento gradativo de desflorestamento ao longo dos anos nos municípios estudados, sendo que 6,45 % da AI no Pará (2.824,76 km²) e 4,67% no Amazonas (5.012,21 km²) já tinham sido desflorestadas até 2004 (**Tabela 2**). Apesar da porcentagem de área desflorestada ser pequena na AI, essa área representa 14,83% do desflorestamento total no Pará e 33,80% no Amazonas. Em relação à Terra Firme situada na faixa de 2 km marginal à planície de inundação, esse número praticamente dobra. No Pará o desflorestamento na TF representa 34,69% do desflorestamento total até 2004, e no Amazonas 56,55%. Esses números quando somados ao desflorestamento na AI corresponde a 49% e a 90% do desflorestamento total no Pará e no Amazonas, respectivamente.

Esses resultados sugerem que o padrão de ocupação e do desflorestamento na AI nos 2 estados é bastante distinto. No Pará o desflorestamento ocorre mais intensamente nas áreas de Floresta de Terra Firme (51%), enquanto que no Amazonas, 90% do desflorestamento acontece em até 2 km da planície de inundação. O processo de ocupação da Amazônia começou em 1950 com políticas de desenvolvimento dessas regiões pelo Governo Brasileiro, e que aumentou ainda mais a partir da década de 70 com a construção de rodovias (como a Cuiabá-Santarém) e os incentivos governamentais para migração e a atividade agropecuária

(Becker, 1990). No Amazonas, a ocupação mais intensa, se deu mais tardiamente, em resposta a políticas de incentivos ligadas à implantação da Zona Franca de Manaus, na década de 70. A diferença fundamental entre o modelo de desenvolvimento adotado no Pará e no Amazonas, é que no Pará, houve um grande volume de incentivos fiscais para a implantação de projetos agropecuários, o que levou à rápida remoção da cobertura vegetal nas áreas de Terra Firme. Além disso, o Pará encontrava-se mais intensamente conectado às regiões de maior dinamismo das regiões centro-sul do país. No Amazonas, os incentivos fiscais foram orientados para a criação de um pólo industrial através do Decreto-Lei Nº 288, de 28 de fevereiro de 1967, sediado em Manaus.

Tabela 2: Área total (km²) desflorestada (DESF) no Pará e no Amazonas na AI, TF e UT; porcentagem em relação à área de AI e TF; e do DESF que ocorreu no AI e TF em relação ao DESF na UT, em 1997, 2000, 2001, 2002 e 2004.

Pará	1997	2000	2001	2002	2004
DESF na AI (km ²)	2071,57	2271,40	2577,50	2653,90	2824,76
% de DESF na AI	4,73	5,19	5,89	6,06	6,45
DESF na TF (km ²)	4527,07	5072,48	5717,79	5987,78	6609,07
% de DESF na TF	4,97	5,57	6,28	6,57	7,26
DESF na UT (km ²)	14318,76	15809,51	17158,70	17733,59	19052,54
% DESF na AI em relação ao DESF na UT	14,47	14,37	15,02	14,97	14,83
% DESF na TF em relação ao DESF na UT	31,62	32,08	33,32	33,77	34,69
Amazonas	1997	2000	2001	2002	2004
DESF na AI (km ²)	4298,91	4467,07	4631,15	4785,52	5012,21
% de DESF na AI	4,00	4,16	4,31	4,46	4,67
DESF na TF (km ²)	6954,06	7335,42	7762,63	7991,31	8386,10
% de DESF na TF	3,57	3,77	3,98	4,10	4,30
DESF na UT (km ²)	12402,85	13021,04	13708,90	14134,74	14830,35
% DESF na AI em relação ao DESF na UT	34,66	34,31	33,78	33,86	33,80
% DESF na TF em relação ao DESF na UT	56,07	56,34	56,62	56,54	56,55

No Pará, os municípios de Monte Alegre (335,68 km², 26,7% da AI) e Santarém (700,96 km², 37,8% da AI) apresentaram as maiores áreas desflorestadas na AI em todos os anos. No entanto, esses 2 municípios possuem apenas 5,8 % e 8,9 % de AI em relação à sua área, respectivamente. O desflorestamento na AI representa 7,5% (Monte Alegre) e 16,5% (Santarém) de todo o desflorestamento nessas regiões. O município de Belterra possui a menor AI (62 km², 1,41% do município) e 45% dessa área já foi desflorestada (**Figura 1**).

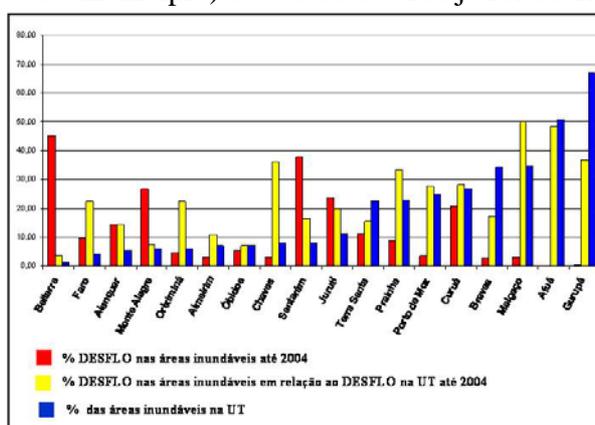


Figura 1: Porcentagens de DESF na AI no Pará até 2004 (vermelho); do DESF na AI em relação ao DESF na UT (amarelo) e de AI na UT (azul).

Gurupá e Oriximiná possuem as maiores AI, com 5.714,81 km² (66% do município) e 6.233,7 km² (6% do município), respectivamente. Em Gurupá a porcentagem de AI desflorestada é de 0,5%, e em Oriximiná é de 4,6%, sendo Afuá o que desflorestou a menor área de AI (0,2 km²) mas que representa 50% do município (**Figuras 1 e 2**).

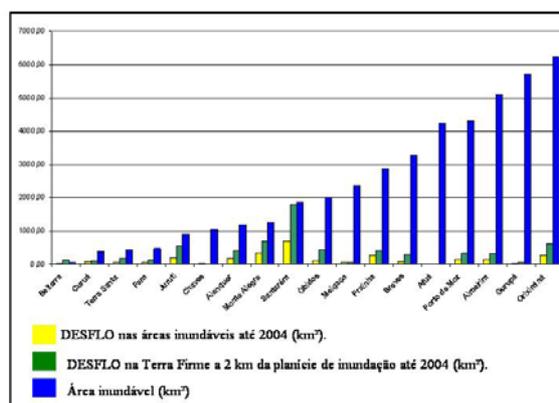


Figura 2: Área DESF na AI (amarelo); na TF (verde) e AI total (azul) no Pará até 2004 (km²).

Em relação ao desflorestamento na TF, Santarém e Monte Alegre novamente apresentaram as maiores áreas, 1.809,73 km² (36,68% da TF) e 698,85 km² (41,64% da TF), respectivamente. Esses números representam 48,5% (Santarém) e 15,6% (Monte Alegre) do desflorestamento nessas unidades. Curuá apresentou a maior taxa de desflorestamento na TF com aproximadamente 50% de sua área já alterada, e em Faro 68% do desflorestamento está concentrado na TF (**Figura 3**).

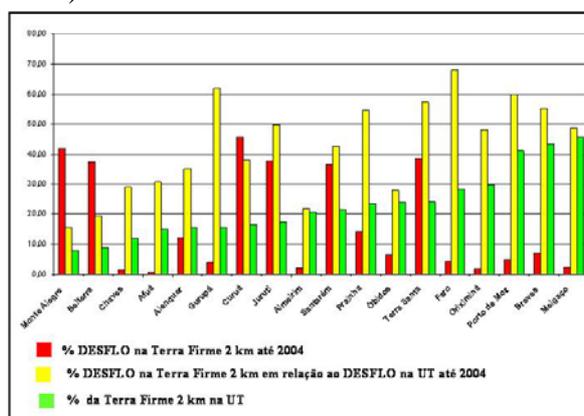


Figura 3: Porcentagens de DESF na TF (vermelho); do DESF na TF em relação ao DESF na UT, e de área da TF na UT, no Pará até 2004.

No Amazonas as maiores áreas desflorestadas na AI em todos os anos ocorreram em Itacoatiara (602,3 km², 27,2% da AI) e Coari (336,5 km², 3,23% da AI) representando 38,46% e 45,76% de todo o desflorestamento ocorrido nos municípios, respectivamente. Japurá teve a menor área desflorestada (23 km², 0,29% da AI) correspondendo a 46,26% de todo o desflorestamento no município (**Figuras 3 e 4**).

Maraã e Juruá possuem as maiores AI, com 9.787,51 km² (57,88% do município) e 9.621,59 km² (13,83% do município), respectivamente. Em Maraã a porcentagem de AI desflorestada é de 1,32%, e em Juruá é de 0,94%, representando 84,14% e 40,76% do desflorestamento total nesses municípios, respectivamente. Rio Preto da Eva tem a menor AI (166,71 km²), mas 15,7% dessa área já foi desflorestada (26 km²), que representa apenas 4,9% do desflorestamento no município (**Figuras 4 e 5**).

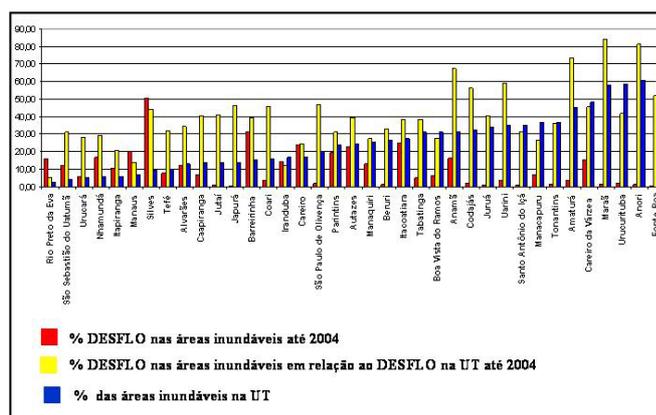


Figura 4: Porcentagens de DESF na AI (vermelho); do DESF na AI em relação ao DESF na UT (amarelo) e da AI na UT (azul) no Amazonas até 2004.

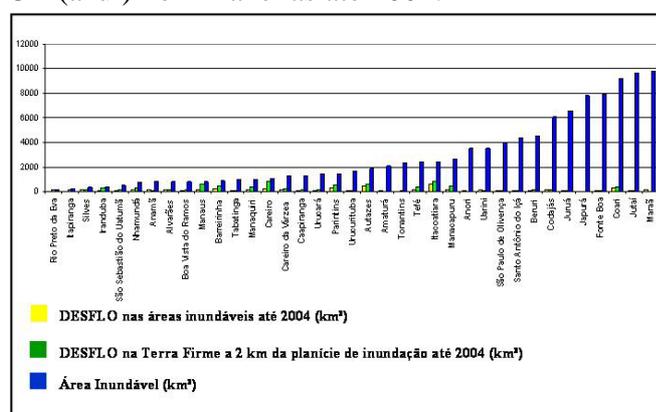


Figura 5: Área DESF na AI (amarelo); na TF (verde) e AI total (azul) no Amazonas até 2004 (km²).

Em relação ao desflorestamento na TF, Itacoatiara (797,32 km², 24,78% da TF) e Careiro (780,95 km², 19,14% da TF) apresentaram as maiores áreas alteradas. Esses números representam 50,30% (Itacoatiara) e 74,45% (Careiro) do desflorestamento total nessas unidades. Anori obteve a menor área desflorestada na TF (13,09 km²), ou seja, 0,84% da área de TF corresponde a 18,46% do total desflorestado no município e Parintins apresentou a maior taxa de desflorestamento na TF (37,18%, 543,31 km²) que representa 59,5% do desflorestamento no município (Figura 6).

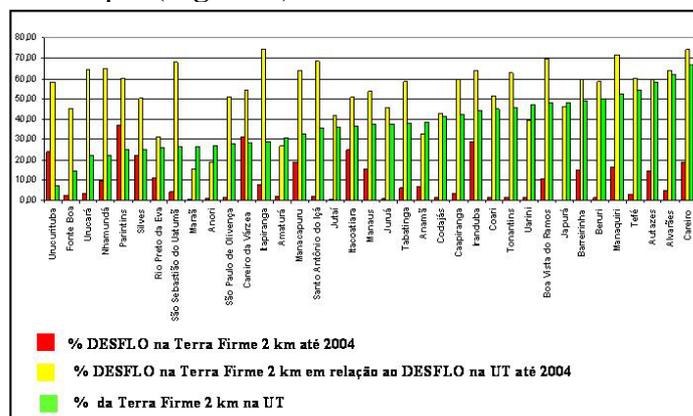


Figura 6: Porcentagens de DESF na TF (vermelho); do DESF na TF em relação ao DESF na UT (amarelo), e de área da TF na UT (verde) no Amazonas até 2004.

5. Conclusões

A área total desflorestada na AI no Amazonas foi de 5.012,21 km² e no Pará foi de 2.824,76 km², já na TF foi de 8.386,10 km² (Amazonas) e de 6.609,07 km² (Pará). Os municípios que mais desflorestaram a AI em área foram Santarém com 700,96 km² e Itacoatiara com 602,3 km². Em relação à porcentagem de desflorestamento na AI do município, Belterra desflorestou aproximadamente 45% de sua planície de inundação e Silves 50%. Os municípios que menos desflorestaram em relação à área e a porcentagem foram Afuá (11 km²; 0,26% da AI) e Japurá (22 km², 0,29% da AI). Embora o desflorestamento na AI e na área de TF do Rio Solimões/ Amazonas represente aproximadamente 5%, o desflorestamento dessa região representa 49% e 90% do desflorestamento total nesses municípios do Pará e do Amazonas, respectivamente.

Esses dados indicam que no Estado do Amazonas, o desflorestamento se concentra nas áreas alagáveis e nas margens da planície. No Estado do Pará, o desflorestamento é mais disperso. Apesar dessa diferença sugerir que o processo de ocupação desses dois estados é diferenciado, análises sobre a direção do desflorestamento nessas duas regiões precisam ser levadas em consideração já que o processo de ocupação do estado do Pará é mais antigo. Os resultados preliminares aqui apresentados também parecem sugerir que o processo de desflorestamento tem avançado no Estado do Amazonas, merecendo, portanto, mais atenção, para que não haja a destruição da floresta alagável ainda remanescente na região.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos Projetos MCT-GEOMA, LBA-Ecology NASA, FAPESP (2003/0 6999-8) e ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais pelo suporte financeiro desse estudo.

Referências

Becker, B. **Amazônia**. São Paulo, Ática, 1990, p. 92.

Camara, G.; Souza, R. C. M.; Freitas, U. M.; Garrido, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. **Computers & Graphics**, v. 20, n. 3, p. 395-403, 1996.

Cashin, G. E.; Dorney, J. R.; Richardson, C. J. Wetland alteration trends on the North Carolina Coastal Plain. **Wetlands** 12:63-71, 1992.

Fearnside, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.

Ferreira, L.V. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain forests: implications for future design of protected areas. **Biodiversity and Conservation** n. 9, p. 1-14, 2000.

Goulding, M.; Smith, N.J.H. **Floods Fortune - Ecology & Economy Along the Amazon**. Colombia University Press, New York, 1996, 193p.

Hess, L. L.; Melack, J. M.; Filoso, S.; Wang, Y. Delineation of inundated area and vegetation along the Amazon floodplain with the SIR-C synthetic aperture radar. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 33, n. 4, July, 1995.

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

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite**. INPE, São José dos Campos, Brasil, Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>> Acessado em: 10 out. 2006.

Junk, W. J. **The Central Amazon Floodplain**. Springer, Berlin. 1997.

Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. **The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management**.- Backhuys Publishers b.V., Leiden, 2000, p. 584.

Klinge, H.; Junk, W. J.; Revilla, C. J. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. **Forest Ecology and Management**, v. 33/34, p. 81-101. 1990.

Melack, J. M.; Hess, L. L.; Gastil, M.; Forsberf, B. R.; Hamilton, S. K.; Lima, I. B. T.; Novo, E. M. L. M. Regionalization of methane emissions in the Amazon basin with microwave remote sensing. **Global Change Biology**, 10, 530-544, 2004.

Mitsch, W. J., Mitsch, R. H., Turner, R. E. Wetlands of the Old and New Worlds: ecology and management. In: **Global Wetlands: Old World and New**. Elsevier, 1994.

Neil, C.; Elsenbeer, H.; Krusche, a. V.; Lehmann, J.; Markewitz; Figueiredo, R.de O. Hydrological and Biogeochemical Processes in a Changing Amazon: Results from small watershed studies and the Lage-Scale Biosphere- Atmosphere Experiment. **Hydrological Processes**. 20(12): 2467-2477m 2006

Novo, E. M.; Silva, M. L. S. Combined analysis of SAR C and TM/Landsat data in the assessment of aquatic vegetation changes in the Tucuruí reservoir, Pará State, Brazilian Amazon. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, p. 1242-1245, 1995.

Novo, E. M. L. M.; Barbosa, C. C. F. Freitas; Melack, J.; Shimabukuro, Y. E.; Pereira Filho, W. Distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai em resposta ao pulso de inundação do Rio Amazonas a partir da análise de imagens MODIS. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR) 12, Goiânia. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2005. Artigos, p. 3175-3182. CD-ROM, On line. ISBN 85-17-00018-8.

Ohly, J.J. Development of central Amazônia in the modern era. In: (Junk,W.J.; Ohly, J.J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M.G. M., Ed) **The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management**. Pp.313-343, Leiden Backhuys Publishers, 2000. p584

Parolin, P.; Simone, O de; Haase, K; Waldhoff, D; Hottenberger, S; Kuhn, U; Kesselmeier, J; Kleiss, B; Schimidt, W; Piedade, M. T. F.; Junk, W J. **Central Amazonian floodplain forests: Botanical Review**, The New York Botanical Garden, v. 70, n. 3, p. 357-380, 2004.

Piedade, M.T.F.; Long, S.P.; Junk, W.J. Leaf and canopy photosynthetic CO₂ uptake of a stand of *Echinochloa polystachya* on the central Amazon floodplain. **Oecology**. 97:193-201, 1994.

Sippel, S. J.; Hamilton, S. K.; Melack, J. M. Passive microwave observations of inundation area and the area/stage relation in the Amazon River floodplain. **International Journal of Remote Rensing**, v. 19, n. 16., p. 3055-3074, 1998.