

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA

UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS – UEA

PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E AMBIENTE – CLIAMB

**IMPACTO DE MUDANÇAS DO USO DE SOLO SOBRE A
HIDROLOGIA NUMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO AMAZÔNICA,
CASO DE ESTUDO: O LAGO JANAUACÁ**

TAINÁ SAMPAIO XAVIER CONCHY

Manaus, Amazonas

Junho, 2018

TAINÁ SAMPAIO XAVIER CONCHY

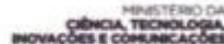
**IMPACTO DE MUDANÇAS DO USO DE SOLO SOBRE A HIDROLOGIA NUMA
PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO AMAZÔNICA, CASO DE ESTUDO:
O LAGO JANAUCÁ**

Orientadora: Dra. Joecila Santos da Silva

**Dissertação apresentada
ao Instituto Nacional de
Pesquisas da Amazônia como
parte do requisito para
obtenção do título de Mestre
em Clima e Ambiente.**

Manaus, Amazonas

Junho, 2018



ATA DE DEFESA PÚBLICA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E AMBIENTE DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA E UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS.

Aos 25 dias do mês de junho do ano de 2018, às 14:00 horas, na sala de sula C19, EST/UEA, sito à Av. Darcy Vargas, 1200 – Bairro Parque Dez, reuniu-se a Comissão Julgadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Profa. Dra. Joecila Santos da Silva (Presidente), Prof. Dr. Henrique dos Santos Pereira (UFAM), Prof. Dr. Daniel Medeiros Moreira (CPRM), tendo como suplente a Profa. Dra. Marie Paule Bonnet (IRD), sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública do trabalho de dissertação de Tainá Sampaio Xavier Conchy "Impacto de Mudanças do Uso de Solo sobre a Hidrologia numa Planície de Inundação Amazônica, Estudo de Caso: Lago de Janauacá", orientada pela Profa. Dra. Joecila Santos da Silva (UEA).

O Presidente da Comissão Julgadora deu início à seção e informou os procedimentos do exame. A aluna fez uma exposição do seu estudo e foi arguido oralmente pelos membros da Comissão Julgadora de Defesa Pública. A Comissão Julgadora, então, se reuniu e os membros emitiram os seguintes pareceres:

Nome	Parecer	Assinatura
Joecila Santos da Silva	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
Henrique dos Santos Pereira	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
Daniel Medeiros Moreira	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
Marie Paule Bonnet	() Aprovado () Reprovado	_____

Nada mais havendo a relatar, foi lavrada a presente ata que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Julgadora.

Ficha Catalográfica

C744 Conchy, Tainá Sampaio Xavier
Impacto de mudanças do uso de solo sobre a hidrologia numa planície de inundação amazônica, caso de estudo: o lago Janauacá / Tainá Sampaio Xavier Conchy. --- Manaus: [s.n.], 2018.
70f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) --- INPA/UEA, Manaus, 2018.
Orientador: Joecila Santos da Silva.
Área de concentração: Clima e Ambiente.

1. Planície de inundação. 2. Modelagem hidrológica. 3. Altimetria. 4. Uso e cobertura do solo. 5. Amazônia. I. Título.

CDD

551.48

Sinopse: Esta dissertação de mestrado foca numa planície de inundação da região Amazônica, avaliando o impacto das mudanças de ocupação do solo na hidrologia do lago Janauacá, que está 40 km distante de Manaus, AM. Será avaliada a dinâmica do uso do solo durante o período de 1972 até 2016 e o impacto dessas mudanças sobre a hidrologia na planície de inundação, avaliando-se o potencial de uma abordagem a partir da modelagem hidrológica e da análise da hidrologia da várzea também averiguando o potencial do uso de dados de sensoriamento remoto (altimetria, imagens ópticas e radares) para o monitoramento da várzea e o seu uso para a modelagem.

Palavras chave: Planície de inundação, modelagem hidrológica, altimetria, uso e cobertura do solo, Amazônia, sensoriamento remoto.

Agradecimentos

Obrigada, Deus, porque me deu forças para terminar as disciplinas do mestrado e o trabalho de dissertação, também por me fazer entender que tudo tem seu jeito e que todos têm seu tempo.

À minha família: minha mãe, meu padrasto Flávio, meu irmão Saulo e meu *doguinho* Legolas, por serem meu suporte sempre, pela paciência e amor comigo, demonstrados em atos e também em palavras de incentivo.

À professora Dra. Joecila Santos da Silva, que colaborou com a execução do trabalho e que me acompanha desde a iniciação científica, pelo apoio, pelas oportunidades, pelo conhecimento compartilhado e, sobretudo, pela amizade e confiança ao longo desses anos.

Ao Dr. Sebastien Pinel e ao mestre Lucas Garcia Magalhães Peres pela ajuda, orientação e amizade durante o último ano. *Merci beaucoup!*

Às amigas Carla, Franci e Itamara por mais esse tempo de ajuda nas disciplinas, as refeições juntas e também por tornarem as coisas mais leves num ambiente intrínseca e involuntariamente pesado. À Juliana e Israel, amigos que conheci graças ao curso.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento da bolsa de estudo durante dois anos, ao PPG CLIAMB (professores e colegas da turma), ao INPA, a UEA e ao laboratório RHASA.

Aos todos os amigos que foram presentes durante esse período, mas sem citar nome para não ser injusta, obrigada pela amizade, pelo apoio, pelas orações e a torcida positiva, isso fez e sempre fará a diferença.

Resumo

A várzea de Janauacá está localizada na região central da Amazônia (Brasil, AM), na margem esquerda do rio Solimões, e é um sistema representativo das planícies de inundação da região amazônica. No presente estudo, buscou-se, com base em dados *in situ* e dados de sensoriamento remoto, analisar a dinâmica temporal do uso do solo (1972-2016) e o impacto deste sobre a hidrologia da bacia. Para isso, foram gerados 5 mapas de uso do solo. Em sequência, estes 5 mapas e dois adicionais (representando desflorestado e florestado) foram usados como *input* de um modelo hidrológico (LUMP – FP) que gerou 7 simulações (de setembro de 2006 a dezembro de 2015), com as mesmas condições meteorológicas. Os 5 mapas de uso do solo mostraram alta acurácia global (índice Kappa>0,8). A análise temporal do uso do solo realçou uma diminuição das áreas de floresta firme para um incremento das classes antrópicas (pasto e roça) e de vegetação alterada (vegetação secundária). A respeito da modelagem hidrológica, após a validação em termos de nível de água e de descarga (NSE>0,95 para ambos), o modelo LUMP – FP foi julgado como apto a modelar o lago. A análise do impacto do uso do solo sobre a hidrologia foi realizada a partir de três indicadores hidrológicos. As estimativas da razão entre escoamento e chuva oscilaram entre 0,48 e 0,56 e as estimativas da evaporação oscilaram entre 0,348 e 0,350 km³ano⁻¹. O modelo realçou que estes dois parâmetros pareceram sensíveis à sazonalidade, porém sem diferença significativa quando a cobertura é trocada. Todavia, notou-se que o desmatamento conduz a um leve declínio da razão entre o escoamento e a chuva. Refinando a análise, através de uma verificação temporal destas contribuições, foi observado que: i) as mudanças de terra afetaram fortemente o balanço hídrico nos anos secos (e pouco nos anos de cheia) e durante a primeira parte do ciclo hidrológico (novembro a julho); ii) as mudanças de uso da terra afetaram principalmente a parte das contribuições do escoamento e da água advinda do rio, e nas secas, o lençol freático contribui ativamente no fechamento do balanço hidrológico.

Abstract

The Janauacá floodplain, located in the central Amazon region (Brazil, AM) and on the left bank of the Solimões river, is a representative system of flood plains in the Amazon region. In the present study, based on in situ data and remote sensing data, it was sought to analyze the temporal dynamics of land use (1972-2016) and its impact on the hydrology of the basin. For this, 5 maps of land use were generated. In sequence, these 5 maps and 2 additional (representing deforested and forested areas) were used as input of a hydrological model (LUMP - FP) that generated 7 simulations (from September 2006 to December 2015) where the same meteorological conditions were maintained. The 5 maps of land use showed high overall accuracy (Kappa index > 0,8). The temporal analysis of the use of the soil emphasized a decrease of the areas of solid forest for an increase of the anthropic classes (pasture and swidden) and of altered vegetation (secondary vegetation). With regard to hydrological modeling, after validation in terms of water level and discharge (NSE > 0,95 for both), the model LUMP - FP was judged as capable of modeling the lake. The analysis of the impact of soil use on hydrology was carried out using three hydrological indicators. The estimates of run-off and rainfall ratios ranged from 0.48 to 0.56, and the estimates of evaporation ranged from 0,348 to 0,350 km³.year⁻¹. The model emphasized that these two parameters appeared to be sensitive to seasonality, but there is no significant difference when coverage is changed. However, it has been noted that deforestation leads to a slight decline in the ratio of run-off to rainfall. Refining the analysis, through a temporal analysis of these contributions, it was observed that: i) land changes affected the water balance more strongly in the dry years (and little in the flood years) and during the first part of the hydrological cycle (November to July); ii) changes in land use affected mainly the segment of run-off and river water contributions, and in the dry season, the water table actively contributes to the closure of the hydrological balance.

Sumário

Lista de Tabelas.....	10
Lista de Figuras.....	11
1. Introdução	13
2. Objetivos	23
2.1 Geral	23
2.2 Específicos	23
Capítulo 01.....	24
RESUMO	26
ABSTRACT	27
INTRODUÇÃO	28
Área de Estudo	30
Método de classificação de imagem e modelagem.....	40
RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
Evolução do uso da terra	47
Hidrologia	52
CONCLUSÃO	64
AGRADECIMENTOS	66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

Lista de Tabelas

Tabela 1. Características dos maiores rios do mundo (adaptado de Latrubesse, 2008).....	14
Tabela 2. Valores de HRU.....	35
Tabela 3. Características das missões altimétricas ENVISAT e SARAL.....	37
Tabela 4. Descrição estatísticas dos dados de nível do rio.....	38
Tabela 5. Imagens <i>Landsat</i> utilizadas.....	39
Tabela 6. Índice Kappa e o desempenho da classificação.....	44
Tabela 7. Resultado do índice Kappa e a acurácia global de cada classificação.....	47
Tabela 8. Áreas da classe (em hectares).....	49

Lista de Figuras

Figura 1. Localização da bacia Amazônica, rio Solimões-Amazonas (azul) e seus principais afluentes (preto). Unidades morfo-estruturais: Andes (vermelho), Escudo das Guianas (laranja), Escudo Brasileiro (verde), e Planície fluvial. Mosaico de imagens JERS-1 no período de cheia.....	13
Figura 2. Zonas úmidas na Bacia Amazônica em período de cheia.....	15
Figura 3. Mapa de desmatamento na região amazônica.....	18
Figura 4. Localização da área de estudo e os dados disponíveis da estação do rio e as estações virtuais com SRTM Global 1 ao fundo.....	31
Figura 5. Esquema de funcionamento do modelo LUMP-FP.....	33
Figura 6. Fluxograma do trabalho.....	42
Figura 7. Mapas de Uso e Cobertura da terra da região do Lago Janauacá. 1- Ano de 1972; 2- Ano de 1986; 3- Ano de 1994; 4- Ano de 2005; 5- Ano de 2016.....	50
Figura 8. Evolução das áreas de classe (%).....	51
Figura 9. a) Nível de água em RL1; b) Descarga na conexão do canal.....	54
Figura 10. Proporção escoamento/ chuva.....	56
Figura 11. Evaporação.....	58
Figura 12. Estimativas de valores da contribuição da água (%).....	60
Figura 13. Contribuições durante o ano hidrológico no lago Janauacá.....	61

Siglas e Abreviações

ANA	Agência Nacional da Águas
ATTZ	Aquatic Terrestrial Transition Zone
EGM08	Earth Gravitational Model 2008
ENVISAT	ENVIronment SATellite
FP	FloodPlain
GPS	Sistema de Posicionamento Global
HRU	Unidade de Resposta Hidrológica
IceSat	Ice, Cloud and land Elevation Satellite
INPE	Instituto Nacional de Pesquisa Espacial
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
MDE	Modelo Digital de Elevação
MGB	Modelo hidrológico de Grandes Bacias
MSS	Multispectral Scanner Ssystem
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NSE	Eficiência de Nash-Sutcliffe
OLI	Operational Land Imager
PRODES	Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite
RMSE	Root mean square error
SARAL	Satellite with ARGos and ALtiKa
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission Global 1
TM	Thematic Mapper
TRMM	Tropical Rainfall Measuring Mission
USGS	United States Geological Survey

1. Introdução

A área de drenagem da bacia Amazônica (Figura 1) é aproximadamente $6,8 \times 10^6$ km², correspondente a 37% da América do Sul e abrange os países sul-americanos: Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Peru e Venezuela, 69,1 % está em território brasileiro e a vazão oscila entre 220 e 238 mil m³.s⁻¹ (Silva, 2010). Fazem parte da bacia os rios Madeira, Tocantins, Negro, Xingu, Tapajós, Purus, Marañón, Ucayali, Japurá-Caquetá, Juruá, Putamayo, Içá, Trombetas, Napo e Uatumã (Barthem *et al.*, 2004).

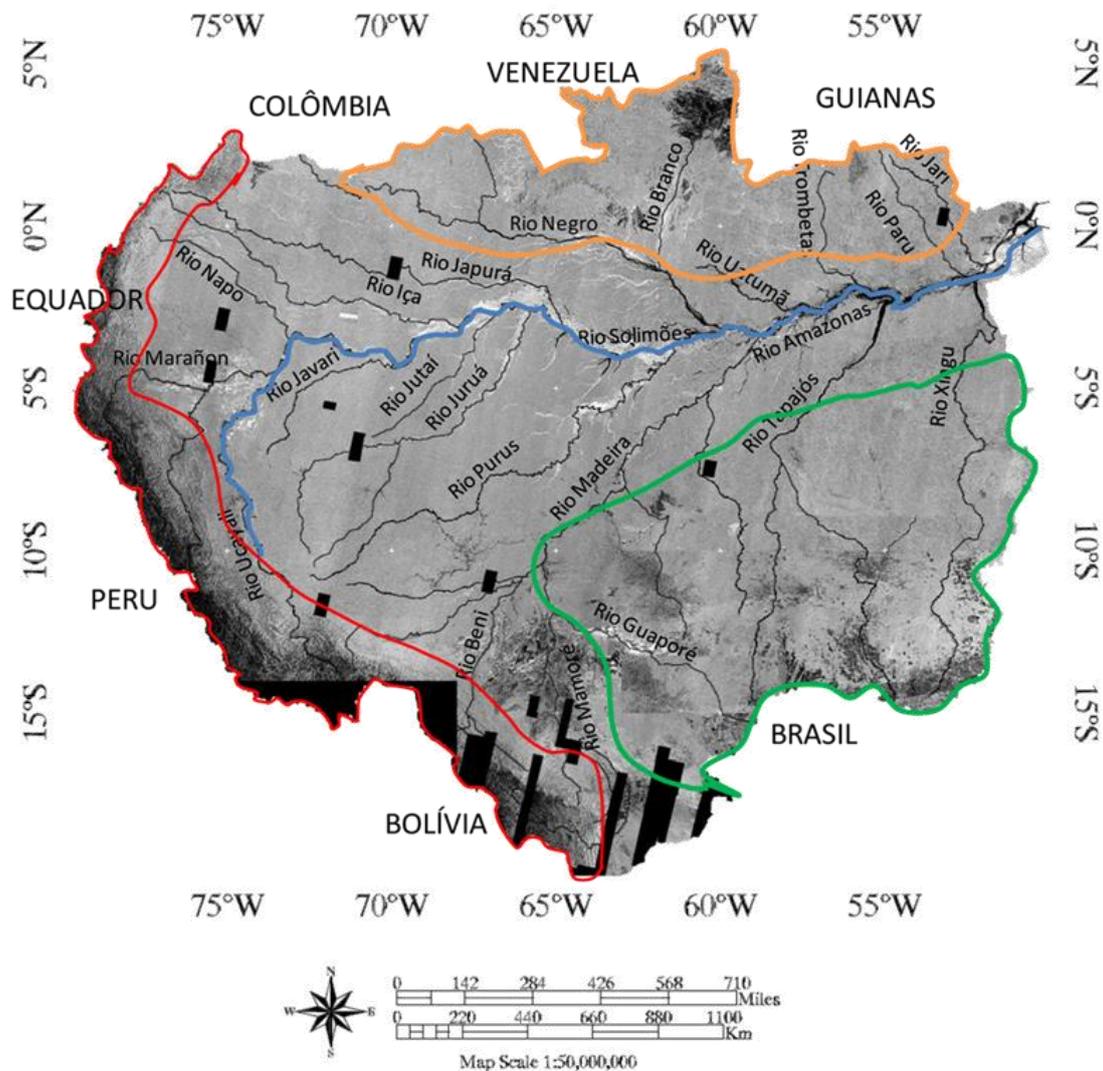


Figura 1. Localização da bacia Amazônica, rio Solimões-Amazonas (azul) e seus principais afluentes (preto). Unidades morfo-estruturais: Andes (vermelho), Escudo das Guianas (laranja), Escudo Brasileiro (verde), e Planície fluvial. Mosaico de imagens JERS-1 no período de cheia

De acordo com Molinier (1995), a contribuição da Bacia Amazônica com a descarga de água doce nos oceanos é de aproximadamente 15%. A contribuição do rio Amazonas que ingressa no oceano é quase cinco vezes maior do que a contribuição do rio Congo (Tabela 1), o segundo maior rio do mundo (Latrubesse, 2008).

Tabela 1. Características dos maiores rios do mundo (adaptado de Latrubesse, 2008).

Rio	País da foz	Descarga média anual (m ³ .s ⁻¹)	Área de drenagem (10 ³ km ²)	Produção de sedimento (1t ⁻¹ .km ⁻² .ano ⁻¹)
Amazonas	Brasil	270,00	6200	167
Congo	Zaire	40,90	3700	9
Orinoco	Venezuela	35,00	950	157,8
Yangtze	China	32,00	1943	499
Madeira	Brasil	32,00	1360	330
Negro	Brasil	28,40	696	11,5
Mekong	Vietnã	21,12	795	--
Brahmaputra	Bangladesh	20,00	610	852,4
Japurá	Brasil	18,60	248	133
Paraná	Argentina	18,00	2600	43
Mississippi	Estados Unidos	17,00	3200	102

Zonas úmidas são consideradas todas as extensões de pântanos, charcos e turfas, ou superfícies cobertas de água, de regime natural ou artificial, constantes ou transitórias, que contém água seja parada ou corrente, doce, salobra ou salgada.

Na bacia Amazônica as zonas úmidas apresentam uma grande extensão (Figura 2). Na parte da bacia, com altitude inferior a 500 m, tem-se 800.000 km² de superfície segundo o estimado por Hess *et al.* (2015). Zonas de inundação da bacia Amazônica constituem uma rede complexa de lagos conectados ao leito principal dos rios, que cobrem superfícies que são estimadas ao longo do rio Solimões entre 60.000 km² (Sippe *et al.*, 1998) e 96.000 km² (Melack e Hess, 2010) e mais de 300.000 km² na bacia (Junk, 1993). O corredor fluvial dos Rios Solimões e Amazonas apresenta 28% de planícies de inundação a partir das fronteiras do Peru e Colômbia até a foz (Hess *et al.*, 2003).

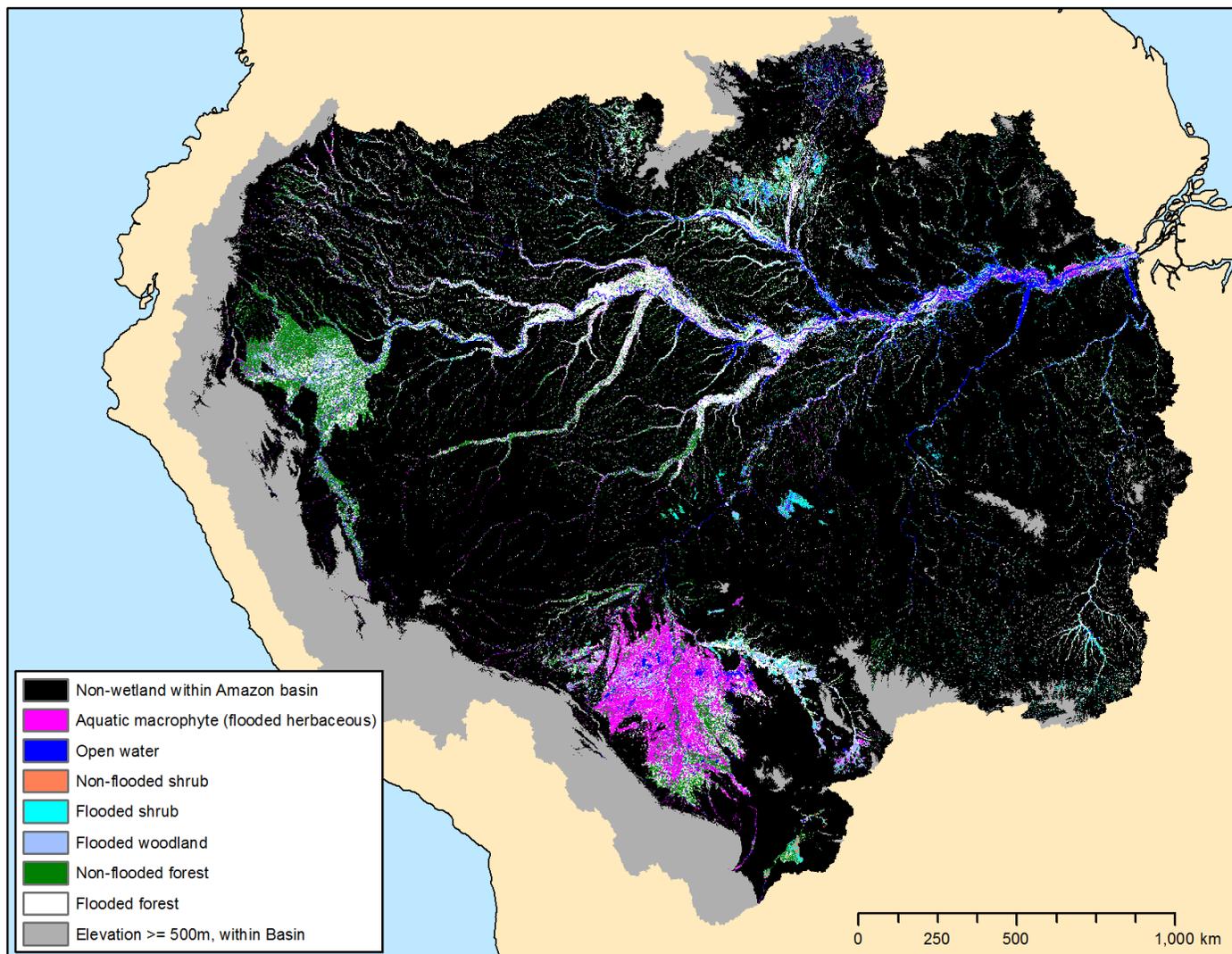


Figura 2. Zonas úmidas na Bacia Amazônica em período de cheia (Fonte: Hess *et al.*, 2015).

As características de relevo na bacia Amazônica explicam a grande extensão das zonas alagáveis. Guyot *et al.* (1993 e 1994) mostram a baixa declividade do relevo da planície aluvial da bacia Amazônica: 1cm.km^{-1} . Nos períodos de cheias, as águas de superfície dos grandes rios ingressam nos lagos e áreas alagáveis, de forma que alteram o valor do pico de cheia, o qual progride lentamente, e inundam grandes superfícies temporariamente; enquanto no período de vazante, os volumes de água que alimentam as zonas alagáveis vêm das planícies. Uma vez que as zonas úmidas agem como reservatórios naturais, afetam o ciclo hidrológico do curso principal dos rios Solimões e Amazonas, bem como dos seus principais afluentes e, por conseguinte, também o ciclo hidrológico global.

Além de regular o regime hídrico dos rios, as zonas úmidas cumprem um papel fundamental no processo de transporte do material dissolvido e em suspensão. Em razão da baixa velocidade das águas nas planícies de inundação, o material é depositado e cria condições favoráveis para o desenvolvimento dos organismos. Em particular, comportam-se como um reservatório de carbono, assumindo um papel importante sobre a mitigação das mudanças climáticas e também fornecem serviços ecológicos fundamentais para as espécies de fauna e flora, assim como para o bem-estar de populações humanas, além de permitirem pronta utilização de suas funções sem demandar intervenções positivas e investimentos.

Portanto, volta-se a atenção mundial em prol da preservação dessas zonas e sobre os serviços que prestam ao meio ambiente, como ilustra a Convenção Ramsar – convenção internacional específica ratificada atualmente por mais de 123 países, incluindo o Brasil. Essa convenção estabeleceu marcos para ações nacionais e para a cooperação entre países com o objetivo de promover a conservação e o uso racional de zonas úmidas no mundo.

As planícies de inundação da bacia Amazônica podem ser divididas em várzeas ou igapós. Sioli (1984) definiu como várzea a planície aluvial de 20 a 100 km de largura que, em quase todos os anos, é inteiramente alagada por águas barrentas nas épocas de cheia e igapó como grandes áreas de matas inundáveis por rios de água preta. As várzeas sofrem os impactos de qualquer alteração que ocorra tanto na cobertura do solo quanto no regime do rio. Essas mudanças desestabilizam esse tipo de área, reduzindo seu sistema de proteção (Junk e Piedade, 2010). O setor agrícola, por exemplo, está em constante expansão, acompanhando o crescimento econômico da região que foi estimulado pelo investimento público nos últimos cinquenta anos. Também houve crescimento no setor de mineração e hidrelétricas (Ferreira *et al.*, 2014), bem como o aumento populacional e, infelizmente, a paisagem acompanhou essas

mudanças resultando em muitas regiões sendo caracterizadas como um mosaico de florestas perturbadas, campos de agricultura e pastagens.

Kaimowitz e Angelsen (1998) definem como desmatamento a "remoção completa e no longo prazo da cobertura de árvores", já Geist e Lambin (2001 e 2002) apontaram que as causas do desmatamento são impulsionadas pela economia. A floresta amazônica sofre mudanças ocasionadas pelo desmatamento, destacado em vermelho na Figura 3, que tem como principais causas diretas a pecuária, as agriculturas de larga escala, as queimadas e a urbanização. Essas mudanças na cobertura do solo afetam a bacia e representam uma ameaça aos sistemas de várzea uma vez que modificam do regime dos rios.

O USGS (*United States Geological Survey*) e a NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) conduzem as missões *Landsat* desde 1972 e os dados provenientes da missão são disponibilizados gratuitamente. As imagens dos satélites *Landsat* têm resolução espacial moderada (entre 30 e 60 metros) e fornecem imagens multiespectrais (7 ou 8 bandas) com um curto intervalo de revisita (16 dias). Um exemplo de utilização de imagens *Landsat* é o monitoramento do desmatamento da região amazônica realizado pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisa Espacial), através do projeto PRODES (Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite) que utiliza imagens de satélites da classe *Landsat*, demonstrando a aplicabilidade dos sensores ópticos na identificação do desmatamento e das mudanças de uso e cobertura da terra. O monitoramento é realizado através da produção das taxas anuais de desmatamento na região, as quais são estimadas a partir dos incrementos de desmatamento identificados em cada imagem de satélite que cobre a Amazônia Legal (Brasil, 2017).

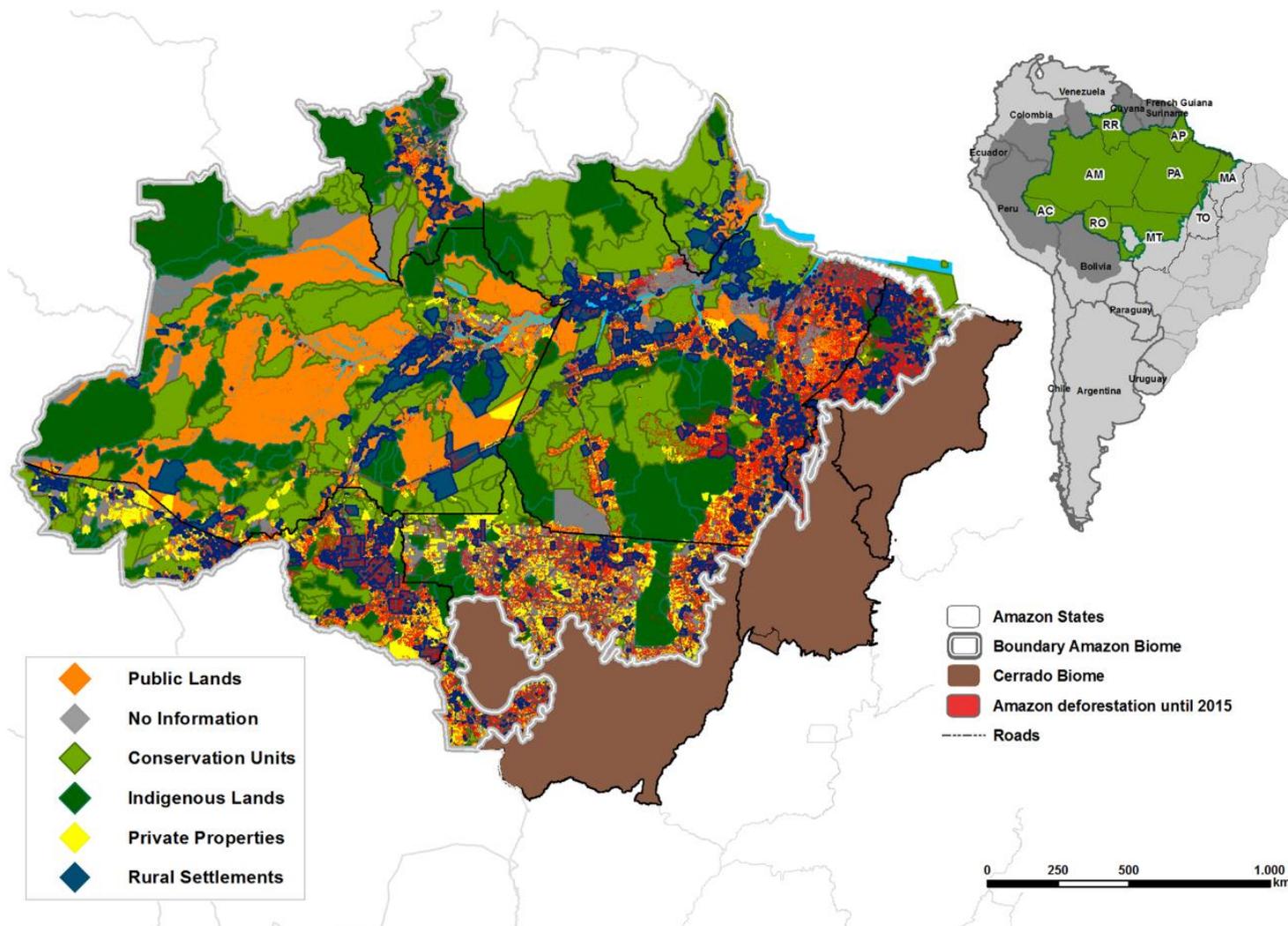


Figura 3. Mapa de desmatamento na região amazônica (Fonte: Moutinho *et al.*, 2016).

Além da mudança na cobertura do solo próximo às várzeas, também há influência da construção de usinas hidrelétricas, mesmo que a construção dessas seja pensada para acontecer em locais com o maior aproveitamento dos desníveis naturais dos cursos dos rios – uma vez que a mínima vazão permite transformar a energia contida na correnteza dos rios em energia cinética e depois energia elétrica. Porém os danos causados provocam profundas alterações no ciclo hidrológico, na biodiversidade aquática, nos âmbitos social e econômico da região, fazendo-se necessário estudos interdisciplinares minuciosos para resolver os problemas desses impactos e minimizá-los. A construção das represas na bacia Amazônica (Curua-Una, Balbina, Samuel e Tucuruí) teve como resultado grandes alterações ambientais que comprometeram os ecossistemas locais e regionais (Garzon, 1984; Junk & Melo, 1987; Barrow, 1988; Tundisi, 1999; Matsumura-Tundisi, 1993). Os impactos dessas construções são decorrentes, sobretudo, do efeito da decomposição de vegetação terrestre da grande área inundada, da deterioração da qualidade da água e da perda de serviços dos ecossistemas terrestres e aquáticos, incluindo a biodiversidade e a alteração dos processos (Tundisi *et al.*, 2006a).

O governo brasileiro almeja obter um equilíbrio em que seja viável a preservação e o desenvolvimento dos ecossistemas na região Amazônica, criando políticas anti-desmatamento porém que também busquem estratégias para redução da pobreza da população, assim limitando os danos ambientais e atenuando a vulnerabilidade das populações amazônicas locais. Em 2008, foi assinado o Plano Nacional de Mudanças Climáticas com a finalidade de reduzir em 80% a taxa média de desmatamento do período 1996-2005 até 2020. Essa meta quase foi alcançada em 2012, por meio de medidas que forçavam conter o desmatamento com resultados expressivos a contar de 2005. Contudo, as políticas criadas ainda não protegem os ecossistemas de água doce, sendo insuficientes para garantir a conservação da conectividade hidrológica (Castello *et al.*, 2013) que estão cada vez mais ameaçadas tanto por projetos de construção de barragens (Ferreira *et al.*, 2014; Silva Soito & Freitas, 2011) quanto por investimentos crescentes na área de exploração de petróleo (Zurita-Arthos & Mulligan, 2013).

Os principais recursos de água doce são rios, lagos e zonas úmidas. Por isso, é necessário um sistema de monitoramento desses recursos, que seja homogêneo e constante para produzir dados de rápido acesso, sendo imprescindível a nível global, todavia realizado a nível nacional através de redes hidrológicas. Infelizmente, em grande parte das regiões, existe impróprio monitoramento das redes em decorrência de falhas nos dados, redução geral do

número de estações, insuficiência crônica de financiamento, diferença de processamento e controle de qualidade e diferentes políticas de gestão de dados (WMO, 2003 e Alsdorf *et al.*, 2001), problema comum principalmente em áreas remotas como as várzeas da bacia Amazônica. Em território brasileiro da bacia Amazônica, o sistema de informações hidrológicas (HidroWeb) é mantido pela Agência Nacional de Águas (ANA), disponibilizando os dados de diferentes estações hidrometeorológicas que contabilizam 435 estações fluviométricas, 612 estações pluviométricas e 393 estações telemétricas (ANA, 2015).

As informações hidrometeorológicas disponibilizadas pela ANA são utilizadas, prioritariamente, em estudos dedicados aos rios. Sendo assim, as réguas são instaladas nos leitos dos rios, do mesmo modo que as estações pluviométricas, logo, as informações de nível de água e precipitação em planícies de inundação são escassas prejudicando o conhecimento do volume que é trocado entre os rios e suas planícies. Por outro lado, tais dados forneçam uma definição temporal densa mesmo que a resolução espacial seja limitada, resultando em apenas uma estação fluviométrica a cada 14.150 km² em média com atualização de sistema lenta, variando entre 6 a 12 meses (ANA, 2015).

Diversas iniciativas têm sido feitas em busca de avanços para prover informações hidrológicas em bacias sem monitoramento fluviométrico ou pouco monitoradas, como a intensificação da utilização de dados hidrológicos estimados a partir de sensores remotos, embarcados em satélites.

A altimetria espacial fornece níveis de água medidos por satélites. Os satélites altimétricos fornecem dados com aceitável resolução espacial e temporal, o que proporciona visão sinótica (de conjunto) e multitemporal (de dinâmica) de extensas áreas (Florenzano, 2002). Estudos de Calmant e Seyler (2006), Alsdorf *et al.* (2007), Calmant *et al.* (2008), Creteaux e Birkett (2006) e Silva *et al.* (2010 e 2012) afirmam que os radares altimétricos, instalados a bordo de diferentes missões altimétricas, inicialmente concebidos para aplicações oceânicas, são uma contribuição potencial no monitoramento do nível de águas continentais.

Moreira (2010) e Silva *et al.* (2014) citam que a evolução das missões altimétricas refletiu nas precisões dos altímetros, que adquiriram maior confiabilidade e chegaram a níveis centimétricos, tal feito acontece graças ao maior refinamento no cálculo de órbita do satélite, assim como a evolução no procedimento de modelagem dos efeitos atmosféricos na

propagação do sinal. Pínel *et al.* (2017) mostraram que a altimetria permite o preenchimento e a limpeza das medidas *in situ*.

Durante as últimas décadas vários sensores de satélite foram desenvolvidos e lançados para observação da atmosfera, equipados com instrumentos especificamente projetados para monitoramento de precipitação. Nos domínios visível e infravermelho, fornecem informações apenas no topo da nuvem que gera a chuva e a estimativa de precipitação é, portanto, indireta; embora essas medições estejam disponíveis a partir de órbitas geoestacionárias, com monitoramento quase contínuo de uma maior parte da Terra, com até 15 minutos de amostragem. As medições de microondas são mais diretamente sensíveis à precipitação, porém estão mais distantes e apenas disponíveis a partir de satélites de órbita baixa que têm uma melhor resolução espacial, mas estão disponíveis normalmente apenas duas vezes por dia para um determinado local e um determinado satélite (Prigente, 2010).

A medida da precipitação também pode ser obtida por radares meteorológicos terrestres combinados com medidas de pluviômetros, porém sofre algumas dificuldades técnicas (uma vez que essa medida é disponível apenas sobre superfície terrestre, além de questões técnicas que incluem distribuição de tamanho de gota, precipitação de fusão, precipitação de baixo nível, atenuação, efeitos de superfície, bloqueio de feixe ou problemas de enchimento de feixe (Prigente, 2010) e tem abrangência limitada. As estimativas de precipitação por satélite são baseadas em observações no visível, infravermelho ou no microondas a fim de obter alta resolução espacial, temporal e precisão adequada, mesmo não indicando os totais de precipitação diretamente, pode mapear a distribuição de precipitação de forma mais crível que as estações de superfície (Barrett, 1970).

As estimativas do satélite TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission) são consideravelmente mais confiáveis do que as obtidas por outros satélites (Satzé *et al.*, 2016). Este produto é muitas vezes usado como um conjunto de dados forçantes na modelagem hidrológica, especialmente em regiões com carência de dados como a Amazônia. Paiva *et al.* (2013) e Pínel *et al.* (2017) fizeram uma comparação com dados gerados a partir do método de Thiessen e dados de estimativa do satélite TRMM sobre a bacia do lago Janauacá.

Também existem diversos trabalhos realizados utilizando-se de imagens oriundas de sensores ópticos (*Landsat*) que permitem o mapeamento do tipo de vegetação de zonas úmidas (Wittmann *et al.*, 2002; Hess, 2003; Reno, 2010), da dinâmica fluvial (Mertes *et al.*,

1995) e das propriedades hídricas (Barbosa *et al.*, 2005). Toivonen *et al.* (2007) usaram a relação banda TM5 / TM2 para mapear áreas de águas abertas em uma parte de 2,2 milhões de km² da Amazônia ocidental.

Estudos hidrológicos na bacia amazônica são realizados com modelos matemáticos que são capazes de representar os processos hidrológicos tanto em grandes bacias como em lagos individualmente. Os estudos de hidrologia local nas planícies de inundação na bacia amazônica incluem balanços hídricos de lagos individualmente (Lesack e Melack, 1995, Bonnet *et al.*, 2008, 2011, 2016; Rudorff, 2014b). Esses estudos mostraram que o balanço hídrico da planície de inundação foi influenciado por diferentes fontes de água, cuja contribuição para a mistura da água da planície de inundação varia sazonalmente e em função das morfologias da planície de inundação. Precipitação direta, escoamento local e infiltração, além de inundações do rio são os fatores que influenciam os balanços hídricos da planície de inundação. A importância dos diferentes elementos essenciais é relativa e varia sazonalmente entre os sistemas em função da área de captação.

Devido a ligação entre os processos ecológicos, biogeoquímicos e hidrológicos estudos sobre a hidrologia de planície de inundação na bacia amazônica têm sido realizados. Esses trabalhos têm análises de produtos derivados de satélites com a finalidade de estimar volumes armazenados (Alsdorf, 2003, Frappart *et al.*, 2005, Papa *et al.*, 2008), volumes trocados com os rios (Alsdorf *et al.*, 2010) e níveis de água como um substituto dos padrões de inundação (Alsdorf *et al.*, 2000, 2001, Alsdorf *et al.*, 2007). Também foram feitos estudos sobre a modelagem de inundação regional (Decharme *et al.*, 2008, Paiva *et al.*, 2011, Paiva *et al.*, 2013). Bates e De Roo (2000) propuseram um estudo de modelagem hidráulica de médio porte baseado no modelo de Lisflood-FP que progressivamente foi melhorado (Hunter *et al.*, 2005, De Almeida *et al.*, 2012).

Entretanto há poucos estudos que documentam os balanços de água de lagos individuais. Lesack e Melack (1995) realizaram as primeiras medições do balanço hídrico para o Lago Calado, próximo de Manacapuru (Brasil, Amazonas). Bonnet *et al.* (2008) determinaram o balanço hídrico do Lago Curuai, próximo a Santarém (Pará, Brasil), que foi atualizado por (Rudorff *et al.*, 2014b). Recentemente, Bonnet *et al.* (2017) desenvolveram o modelo LUMP – FP (FloodPlain) para análise hídrica do lago Janauacá, esse modelo também calculou o fluxo sobre a parte da parte de terras altas da bacia utilizando unidades de resposta hidrológica (HRU) definidas a partir do tipo de cobertura de terra deduzido do mapa de zonas úmidas e parâmetros de solo deduzidos da literatura de Hess.

2. Objetivos

2.1 Geral

O objetivo geral do estudo é a melhora da compreensão da dinâmica hidrológica de uma planície de inundação na região Amazônica (caso específico: lago Janauacá) com ênfase sobre as mudanças na cobertura vegetal e suas consequências na hidrologia, utilizando a modelagem e o sensoriamento como ferramenta.

2.2 Específicos

Nesse contexto, os objetivos específicos do trabalho são:

- i. Completar a base de dados hidro meteorológicos da planície de inundação de Janauacá com dados provenientes de sensoriamento remoto (altimetria, de dados de chuva e de uso da terra) e também dados *in situ* (régua limimétrica e pluviômetros);
- ii. Analisar a dinâmica espaço-temporal do uso e da cobertura do solo do lago Janauacá;
- iii. Avaliar os impactos da mudança da cobertura vegetal sobre a contribuição relativa das águas do rio Solimões e da bacia local utilizando o modelo LUMP-FP (Bonnet *et al.*, 2017).

Capítulo 01

Impacto de mudanças do uso de solo sobre a hidrologia numa planície de inundação amazônica, caso de estudo: o lago Janauacá

Conchy, T.S.X., Pinel, S., Silva, J.S., Peres, L.G.M., Bonnet, M.P., Calmant, S.

IMPACTO DE MUDANÇAS DO USO DE SOLO SOBRE A HIDROLOGIA NUMA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO AMAZÔNICA, CASO DE ESTUDO: O LAGO JANAUCÁ

Tainá Sampaio Xavier CONCHY ^{1,2*}, **Sebastien PINEL** ^{1,2,3}, **Joecila Santos Da SILVA** ^{2,3}, **Lucas Garcia Magalhães PERES** ⁴, **Marie-Paule BONNET** ^{3,6}, **Stephane CALMANT** ^{3,5}

¹ Programa de Pós-graduação em Clima e Ambiente, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) / Universidade do Estado do Amazonas (UEA), Av. André Araújo 2936, 69067-375, Manaus-AM, Brasil; tainaconchy@gmail.com

² Laboratório de Recursos Hídricos e Altimetria Espacial da Amazônia (RHASA) / State of Amazonas University (UEA), Av. Darcy Vargas, 1200, Parque 10, 69050-020 Manaus, Brazil; jsdsilva@uea.edu.br; sebpinel@gmail.com

³ Mixed Laboratory International, Observatory for Environmental Change (LMI-OCE), Institute of Research for Development (IRD) / University of Brasilia (UnB), Campus Darcy Ribeiro, 70910-900 Brasília, Brazil; marie-paule.bonnet@ird.fr (M.-P.B.); stephane.calmant@ird.fr

⁴ Laboratório de Geografia, Ambiente e Saúde – LAGAS, Universidade de Brasília, Campus Darcy Ribeiro, 70910-900 – Brasília-DF, Brasil; lucasgarcamp@gmail.com

⁵ UMR 5566 LEGOS/Institute of Research for Development (IRD), 14 avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, France

⁶ UMR 5563 GET/Institute of Research for Development (IRD), 14 avenue Edouard Belin, 31400 Toulouse, France

* Correspondência: tainaconchy@gmail.com; Tel.: +55-92-982072562

RESUMO

A várzea de Janauacá está localizada na região central da Amazônia (Brasil, AM), na margem esquerda do rio Solimões, e é um sistema representativo das planícies de inundação da região amazônica. No presente estudo, buscou-se, com base em dados *in situ* e dados de sensoriamento remoto, analisar a dinâmica temporal do uso do solo (1972-2016) e o impacto deste sobre a hidrologia da bacia. Para isso, foram gerados 5 mapas de uso do solo. Em sequência, estes 5 mapas e dois adicionais (representando desflorestado e florestado) foram usados como *input* de um modelo hidrológico (LUMP – FP) que gerou 7 simulações (de setembro de 2006 a dezembro de 2015), com as mesmas condições meteorológicas. Os 5 mapas de uso do solo mostraram alta acurácia global (índice Kappa>0,8). A análise temporal do uso do solo realçou uma diminuição das áreas de floresta firme para um incremento das classes antrópicas (pasto e roça) e de vegetação alterada (vegetação secundária). A respeito da modelagem hidrológica, após a validação em termos de nível de água e de descarga (NSE>0,95 para ambos), o modelo LUMP – FP foi julgado como apto a modelar o lago. A análise do impacto do uso do solo sobre a hidrologia foi realizada a partir de três indicadores hidrológicos. As estimativas da razão entre escoamento e chuva oscilaram entre 0,48 e 0,56 e as estimativas da evaporação oscilaram entre 0,348 e 0,350 km³.ano⁻¹. O modelo realçou que estes dois parâmetros pareceram sensíveis à sazonalidade, porém sem diferença significativa quando a cobertura é trocada. Todavia, notou-se que o desmatamento conduz a um leve declínio da razão entre o escoamento e a chuva. Refinando a análise, através de uma verificação temporal destas contribuições, foi observado que: i) as mudanças de terra afetaram fortemente o balanço hídrico nos anos secos (e pouco nos anos de cheia) e durante a primeira parte do ciclo hidrológico (novembro a julho); ii) as mudanças de uso da terra afetaram principalmente a parte das contribuições do escoamento e da água advinda do rio, e nas secas, o lençol freático contribui ativamente no fechamento do balanço hidrológico.

PALAVRAS-CHAVE: Planície de inundação, modelagem hidrológica, altimetria, uso e cobertura do solo, Amazônia, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The Janauacá floodplain, located in the central Amazon region (Brazil, AM) and on the left bank of the Solimões river, is a representative system of flood plains in the Amazon region. In the present study, based on in situ data and remote sensing data, it was sought to analyze the temporal dynamics of land use (1972-2016) and its impact on the hydrology of the basin. For this, 5 maps of land use were generated. In sequence, these 5 maps and 2 additional (representing deforested and forested areas) were used as input of a hydrological model (LUMP - FP) that generated 7 simulations (from September 2006 to December 2015) where the same meteorological conditions were maintained. The 5 maps of land use showed high overall accuracy (Kappa index > 0.8). The temporal analysis of the use of the soil emphasized a decrease of the areas of solid forest for an increase of the anthropic classes (pasture and swidden) and of altered vegetation (secondary vegetation). With regard to hydrological modeling, after validation in terms of water level and discharge (NSE > 0.95 for both), the model LUMP - FP was judged as capable of modeling the lake. The analysis of the impact of soil use on hydrology was carried out using three hydrological indicators. The estimates of run-off and rainfall ratios ranged from 0.48 to 0.56, and the estimates of evaporation ranged from 0,348 to 0,350 km³.year⁻¹. The model emphasized that these two parameters appeared to be sensitive to seasonality, but there is no significant difference when coverage is changed. However, it has been noted that deforestation leads to a slight decline in the ratio of run-off to rainfall. Refining the analysis, through a temporal analysis of these contributions, it was observed that: i) land changes affected the water balance more strongly in the dry years (and little in the flood years) and during the first part of the hydrological cycle (November to July); ii) changes in land use affected mainly the segment of run-off and river water contributions, and in the dry season, the water table actively contributes to the closure of the hydrological balance.

KEYWORDS: Floodplains, hydrological modeling, altimetry, land-use and land-cover, Amazon, remote sensing.

INTRODUÇÃO

As zonas úmidas apresentam grande extensão territorial na bacia amazônica, sendo estimadas em 800.000 km² de extensão as áreas com altitude inferior a 500 metros (Hess *et al.*, 2015). As zonas úmidas constituem uma rede complexa de lagos conectados ao leito principal dos rios, sendo consideradas zonas úmidas aquelas formadas por todas as extensões de pântanos, charcos e turfas, ou superfícies cobertas de água, de regime natural ou artificial, constantes ou transitórias, que contenham água seja parada ou corrente, em seus diferentes graus de salinidade.

As características de relevo na bacia Amazônica explicam a grande extensão das zonas úmidas. Guyot *et al.* (1993 e 1994) mostram a baixa variação da declividade do relevo da planície aluvial da bacia Amazônica, sendo a mesma equivalente a 1 centímetro por km. Nos períodos de cheias, as águas de superfície dos grandes rios ingressam nos lagos e áreas alagáveis, de forma que alteram o valor do pico de cheia, o qual progride lentamente, e inundam grandes superfícies temporariamente. No período de vazante, os volumes de água que alimentam as zonas alagáveis vêm das planícies. Uma vez que as zonas úmidas agem como reservatórios naturais, afetam o ciclo hidrológico do curso principal dos rios Solimões e Amazonas, bem como dos seus principais afluentes e, por conseguinte, também o ciclo hidrológico global. Além de regular o regime hídrico dos rios, as zonas úmidas cumprem um papel fundamental no processo de transporte do material dissolvido e em suspensão.

As várzeas sofrem os impactos de alterações que ocorram tanto na cobertura do solo quanto no regime hidrológico do rio. Essas mudanças desestabilizam esse tipo de área, reduzindo seu sistema de proteção (Junk e Piedade, 2010). A constante expansão do setor agrícola, do setor de mineração e a construção de hidrelétricas, bem como o aumento populacional e o desflorestamento, são ameaças antrópicas que afetam as várzeas. Segundo Timpe e Kaplan (2017) o tipo e a magnitude da alteração hidrológica causada por barragens numa bacia variam bastante, principalmente nas características críticas do pulso de inundação. Enquanto Wu *et al.* (2017) concluíram que o desmatamento contínuo em torno das margens da Amazônia pode afetar até a floresta intocada e, conseqüentemente, alterar os padrões de circulação mesoescala. A paisagem acompanhou essas mudanças resultando em muitas regiões de várzeas formadas por mosaicos de florestas perturbadas, campos de agricultura e pastagens.

Apesar da associação entre eventos extremos de tempo e clima e as mudanças climáticas ser recente, elas apontam maior certeza nas projeções dos padrões de aquecimento e de outras características de escala regional. Os relatórios do IPCC indicam um maior número de dias quentes e ondas de calor em todas as regiões continentais, principalmente em regiões nas quais a umidade do solo vêm diminuindo, além de eventos extremos mais intensos. Os modelos projetam que a Amazônia pode ter o aumento de temperatura de 4°C ou desmatamento superior a 40% da área florestal devido ao contínuo desmatamento (Nobre *et al.*, 2016), que constitui como uma ameaça aos ambientes de várzeas. Dwarakish e Ganasri (2015) revisaram estudos realizados para análise dos impactos hidrológicos da mudança de uso da terra e também diferentes abordagens de modelagem de cenários, afim de obter um método eficiente para prever futuras tendências de resposta hidrológica.

Foram realizados estudos em hidrologia na bacia amazônica tanto local quanto regional através de modelos matemáticos. Em âmbito regional, os modelos são capazes de representar os processos hidrológicos em larga escala. Um exemplo é o Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB), que foi elaborado com a finalidade de reproduzir o processo de transformação de chuva em vazão em grandes bacias hidrográficas (Collischonn e Tucci, 2001; Collischonn *et al.*, 2007) e tem sido executado com sucesso em bacias brasileiras com características distintas tanto para simulação quanto para precisão.

Para análise da hidrologia local nas planícies de inundação na bacia Amazônica, foram realizados estudos que incluem balanços hídricos de lagos individualmente (Lesack e Melack, 1995, Bonnet *et al.*, 2008, 2011, 2016; Rudorff, 2014b). Esses estudos mostraram que o balanço hídrico da planície de inundação é influenciado por diferentes fontes de água, cuja contribuição para a mistura da água da planície de inundação varia sazonalmente e em função das morfologias da planície de inundação. Também são os fatores que influenciam os balanços hídricos da planície de inundação a precipitação direta, o escoamento local e a infiltração, além de inundações do rio. A importância dos diferentes elementos essenciais é relativa e varia sazonalmente entre os sistemas em função da área de captação.

Este trabalho tem como objetivo, primeiramente, analisar a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Lago Janauacá (região de Manaus, AM) e, em seguida, apurar como essa dinâmica influencia o regime do lago através da modelagem hidrológica. Dessa forma, imagens de sensores orbitais provenientes do satélite *Landsat* foram processadas com a finalidade de construir mapas de uso e cobertura do solo em datas

determinadas (1972, 1986, 1994, 2005 e 2016). Por fim, foi realizada a análise do impacto das dinâmicas espaço-temporais do uso da terra sobre a hidrologia: cada mapa de uso da terra foi incluído como um *input* do modelo hidrológico LUMP-FP (manteve-se as mesmas condições meteorológicas). Foram geradas 5 simulações e duas adicionais com possíveis casos (desflorestado e sem desflorestamento). Destas simulações, foi analisado o impacto das mudanças de uso da terra sobre a hidrologia do lago.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A planície de inundação do lago Janauacá (Figura 4) está localizada na porção central da bacia amazônica, situada entre as coordenadas 3.20°S – 3.25°S e 60.13°W – 60.23°W, na margem direita do rio Solimões, distanciando-se aproximadamente 40 km a sudeste de Manaus (AM). A bacia local tem uma superfície total de 786 km². A zona que pode ser alagada é de 438 km² (correspondente a 50% da bacia) para um nível de água de 25 metros no lago. O lago está conectado ao Rio Solimões ao norte por um canal permanente.

Segundo Pinel *et al.* (2017), o clima na planície de inundação de Janauacá é composto por duas estações. A estação seca que vai de junho a outubro, sendo os meses de transição são maio e novembro. A estação chuvosa acontece entre dezembro e abril, sendo que a precipitação que ocorre nesse período representa 80% da chuva anual total. O valor médio anual para o ano hidrológico 2006-2016 é 1821 mm.ano⁻¹ (estação seca é 612 mm.ano⁻¹), porém pode variar, por exemplo o valor do ano hidrológico 2009-2010 é 711 mm.ano⁻¹ e 2597 mm.ano⁻¹ para o ano hidrológico 2013-2014. Ambos os anos hidrológicos correspondem a anos extremos (Marengo *et al.*, 2011; Espinoza *et al.*, 2014).

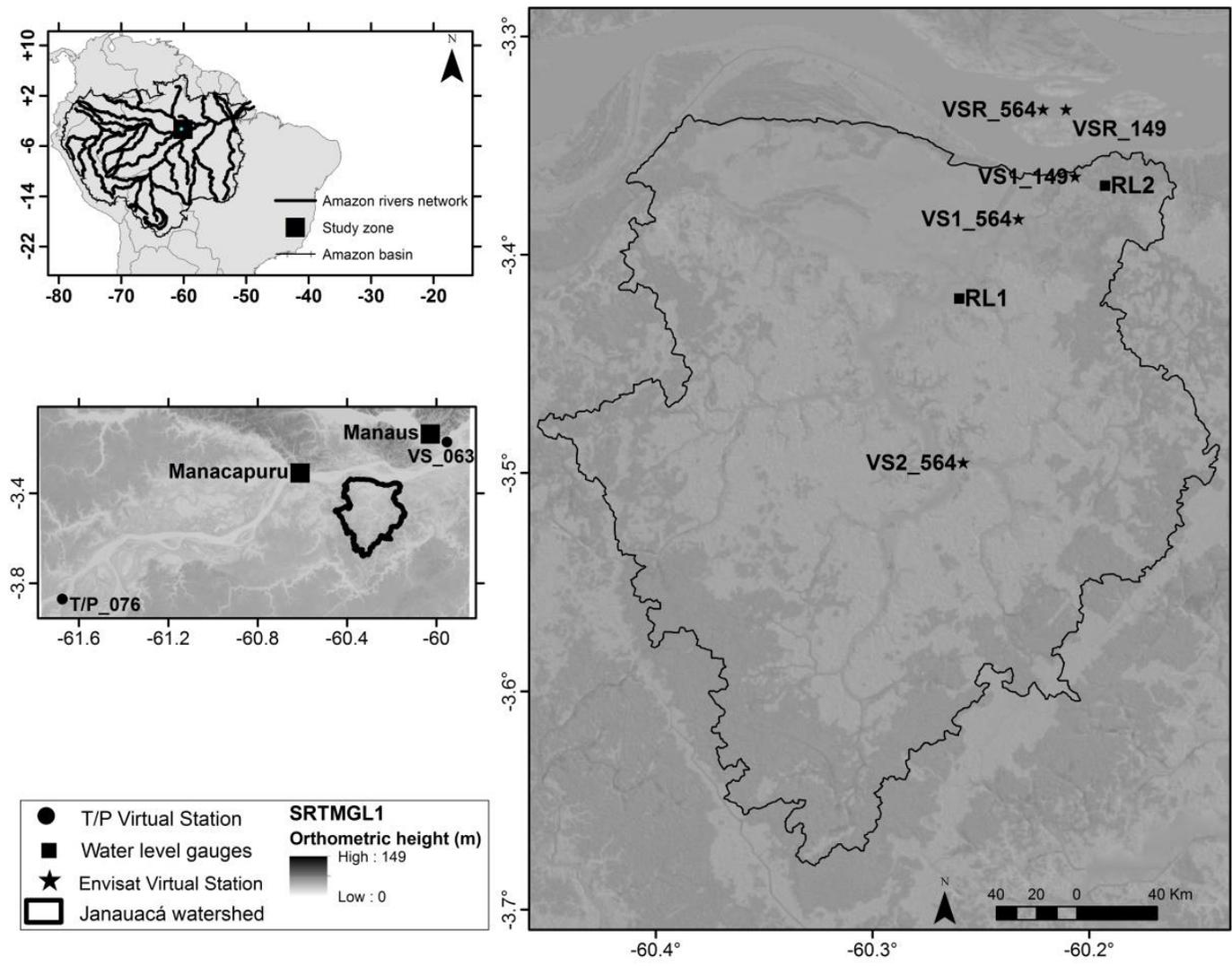


Figura 4. Localização da área de estudo e os dados disponíveis da estação do rio e as estações virtuais com SRTM Global 1 ao fundo (SRTMGL1).

Modelo e dados relativos ao modelo

Modelo LUMP-FP

Foi utilizado o modelo hidrológico LUMP – FP aplicado na bacia Amazônica por Bonnet *et al.* (2017) e adequado para planícies de inundação pois calcula os diferentes componentes do balanço hídrico na bacia hidrográfica.

O modelo é dividido em duas partes, onde os componentes estão em uma área alagada e outra área não-alagada. Os componentes são: precipitação, evapotranspiração, interceptação, escoamento superficial, escoamento intermediário e escoamento do subsolo.

O modelo LUMP – FP calculou a extensão da área aberta de água, o volume e os níveis de água na planície de inundação de fluxos trocados com a corrente principal para cada passo do tempo, o escoamento total dos componentes da área não-inundada, o balanço vertical de água dos componentes da área inundada e a troca com as águas subterrâneas armazenadas através da infiltração (Figura 5). No início de cada etapa do tempo, o nível da água na corrente principal, a precipitação e os demais dados meteorológicos foram atualizados usando os dados de entrada. As chuvas e outros dados meteorológicos foram considerados homogêneos em relação ao domínio do estudo.

Os dados de entrada do modelo LUMP-FP utilizados neste estudo foram: nível de água do rio Solimões na frente de Janauacá, nível de água na planície de inundação, mapa de uso do solo, mapa de batimetria, dados de chuva e dados meteorológicos (temperatura do ar, pressão na superfície, umidade relativa do ar, radiação solar e vento).

O modelo é composto dos seguintes algoritmos: evapotranspiração, infiltração, escoamentos: fluxo na terra firme, escoamento ATTZ, conexão com a descarga do canal e inundação.

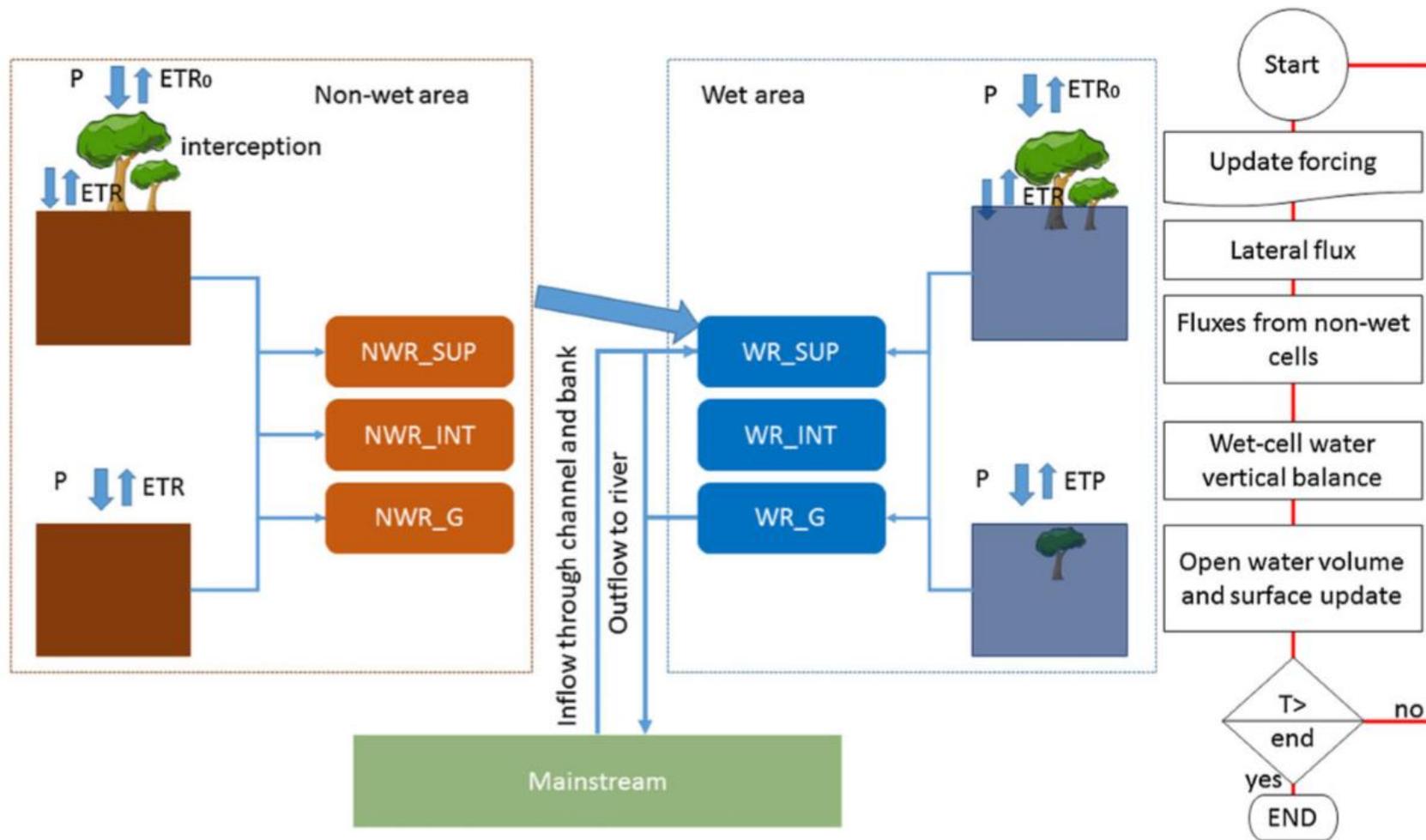


Figura 5. Esquema de funcionamento do modelo LUMP-FP (fonte: Bonnet *et al.*, 2017).

Unidade de Resposta Hidrológica (HRU)

Cada unidade de resposta hidrológica (*Hydrologic Response Unit* – HRU) é uma subdivisão da bacia hidrográfica através de áreas com comportamento hidrológico similar e definidas por combinações do solo e de mapas de cobertura da terra (Beven, 2001; Kouwen *et al.*, 1993). Uma HRU é definida seguindo vários parâmetros, na Tabela 2 são descritos os parâmetros e os valores de HRU utilizados neste estudo.

Tabela 2. Valores de HRU

HRU	Floresta de Terra Firme	Savana	Arbusto e Floresta secundária	Floresta de Várzea	Floresta de Várzea inundada	Hidrografia	Woodlands
Identificação de Cobertura	2	1	3	6	5	0	4
Altura (m)	20	0,1	4	20	20	0,05	15
Resistência (sm^{-1})	99	60	60	99	99	0	80
Albedo (%)	0,14	0,13	0,13	0,14	0,14	0,08	0,014
IAF*	8	1,5	5	8	8	0	8
ID do Solo**	2	1	1	0	1	0	1
Armazenamento Máximo (mm)	800	161	161	80	161	80	161
Distribuição de capacidade de armazenamento (mm)	0,206	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045
Índice de Porosidade do Solo (-)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Área de drenagem de sub-superfície (km^2)	42,15	0,635	0,635	0,635	0,635	0,635	0,635
Área de drenagem do Solo (km^2)	1,7	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Limite de CAP	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
CAP (unidade)	2	0	0	0	0	0	0
Coefficiente de Manning ($\text{m}^{-1/3}\text{s}$)	0,3	0,1	0,2	0,3	0,3	0,4	0,3

*IAF = Índice de Área Foliar

**ID do Solo = Identificação do solo = 1 se for savana, 2 se for floresta de terra firme, 3 se for floresta de terra firme, 4 se for woodlands, 5 se for floresta de várzea inundada e 6 se for floresta de várzea

***CAP = Capilaridade de solo

Dados de entrada do modelo

Dados de chuva

Os dados de precipitação utilizados nesse trabalho são o produto do algoritmo 3b42 do satélite TRMM, com resolução espacial de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ de latitude/longitude e resolução temporal de 3h.

Níveis de água

O modelo necessita de dados de nível de água dentro da planície de no rio Solimões (o ponto de conexão de transbordamento), os mesmos são gerados pela junção de dados coletados *in situ* e outros provenientes de sensoriamento remoto.

Os dados *in situ* necessários nesse estudo são oriundos das réguas RL1 (3.424°S , 60.264°W) e da régua da rede ANA instalada em Manacapuru. Os níveis de água do rio Solimões em frente ao município de Manacapuru (coordenadas geográficas 3.317°S , 60.583°W) são advindos da estação hidrológica de código 14100000, localizada a 50 km montante da área de estudo (Figura 4). Os dados foram obtidos no banco de dados da ANA (<http://hidroweb.ana.gov.br/>), e a calibração leva em conta o EGM2008 pelo Sistema de Posicionamento Global (GPS).

Essas medidas foram avaliadas com a ajuda da altimetria espacial, de acordo com a metodologia descrita em Silva *et al.* (2010), e validadas por estações de GPS bi-frequência de alta precisão. Por fim, as séries temporais de nível de água foram convertidas ao EGM08 (*Earth Gravitational Model 2008*). Uma série temporal com valores diários está disponível a partir de 1º de setembro de 2006 até 31 de dezembro de 2015.

Os dados de altimetria utilizados são provenientes das missões altimétricas *ENVironmental SATellite* (ENVISAT) e *Satellite with ARGos and ALtika* (SARAL), que possuíam em grande parte as mesmas características com exceção da disponibilidade e a banda em que operavam (Tabela 3).

Tabela 3. Características das missões altimétricas ENVISAT e SARAL

Satélite	ENVISAT	SARAL
Disponibilidade dos dados	10/2002 - 10/2010	02/2013 - 02/2016
Ciclos	93	36
Altitude		785 km
Inclinação da órbita		98.5°
Distância inter-traço ao Equador		80 km
Resolução Temporal		35 dias
Algoritmo de Forma de Ondas		Ice-1
Precisão	0,4 m	0,2 m

Nesse estudo foram geradas quatro estações virtuais de cada satélite, sendo as estações SV1_564 e SV2_564 na planície de inundação e as estações SVR_564 e SVR_149 no curso principal (rio Solimões).

O nível de água na planície de inundação é o nível fornecido por RL1. Em comparação com as medições fornecidas pela ANA, a qualidade e a robustez de RL1 foram inferiores em consequência de situações como erro de relatório humano e o fundo móvel (solo instável) que causou deslocamentos. Assim, o nivelamento inicial não representou todo o estudo e várias correções de nivelamento são necessárias durante o período de estudo. RL1 está localizado entre as estações virtuais SV1_564 e SV2_564. O nivelamento de RL1 é atualizado sucessivamente nessas datas, pois existe diferença entre o valor do nível de água medido e o estimado através da interpolação linear de SV1_564 e SV2_564.

As estações virtuais SVR_149 e SVR_564 localizam-se no rio Solimões, em frente a planície de inundação do lago Janauacá. Tais estações foram combinadas em uma só, na qual, correlacionou-se linearmente os registros com aqueles situados em Manacapuru, 40 km a montante, afim de obter uma SVR com dados diários, seguindo a metodologia descrita por Roux *et al.* (2010).

A ANA disponibiliza uma régua em Iranduba (3.269°S, 60.215°W), código 14101000, da qual foi comparou-se os dados *in situ* com os dados de SVR.

O mesmo pressuposto linear ao longo do rio permite gerar valores diários de nível de água para SVR_52 (localizada 52 km distante de Manacapuru, em frente a saída do canal) e

no lugar a onde acontece o transbordamento (SVR_47, localizada 47 km distante da régua de Manacapuru).

Tabela 4. Descrição das estatísticas dos dados de nível do rio

Nome	Média (m)	Desvio padrão	Mínimo (m)	Data do mínimo	Máximo (m)	Data do máximo	Amplitude média (m)
RL1	18,21	4,01	10,25	25/10/2010	24,36	24/06/2015	11,07
SVR	17,86	4,21	6,15	25/10/2010	23,95	25/06/2015	11,44
SVR47	19,04	3,59	7,2	25/10/2010	25,09	25/06/2015	11,45

Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos utilizados foram do período de agosto de 2010 a junho de 2012, provenientes de uma estação meteorológica (*Davis Vantage Pro*) situada nas coordenadas geográficas 3.424°S e 60.264°W, que registrou medidas de insolação ($W.m^{-2}$), velocidade do vento (direção, $m.s^{-1}$), umidade relativa do ar (%), temperatura do ar ($^{\circ}C$) e pressão atmosférica (mmHg).

Foi gerado um ano hidrológico genérico completo, grosseiramente de 15 de novembro de 2010 a 14 de novembro de 2012, calculando-se a média de cada dia, a cada 3 horas, para os dados que apresentavam o mesmo período juliano. Os dados serão replicados de 2006 a 2015.

Mapa de elevação

O Modelo Digital de Elevação (MDE) utilizado no trabalho foi gerado por Pinel *et al.* (2015). A partir do SRTMGL1 (*Shuttle Radar Topography Mission Global 1*), utilizou-se conjuntamente dados obtidos a partir de uma campanha batimétrica, um mapa de zonas úmidas deduzido das imagens de radar do JERS1 (Hess *et al.*, 2003, 2015), de um mapa de altura de vegetação (Simard *et al.*, 2011), de dados altimétricos (*Ice, Cloud and land Elevation Satellite – ICESAT e ENVISAT*). O MDE foi referenciado ao geóide EGM08 para garantir a coerência com os dados do nível da água.

Pinel *et al.*, 2015 documenta que a precisão do SRTMGL1 sobre a bacia do lago Janauacá foi de 4,6 m (RMSE), enquanto o Modelo Digital de Elevação (MDE) gerado (e usado nesse estudo) foi de 1,8 m (RMSE). Ou seja, um aumento de 61% da precisão.

Mapas de uso e cobertura do solo

Foram utilizados mapas de uso e cobertura do solo elaborados a partir da classificação de imagens orbitais provenientes dos satélites *Landsat*. Para a classificação dos dados, foram utilizados procedimentos de processamento digital de imagens. Conforme Meneses (2012), os mesmos têm por objetivo facilitar a identificação e extração de informações das imagens.

A detecção de mudanças de uso e cobertura da terra tem o sensoriamento remoto como uma das principais ferramentas, pois o mesmo permite a aquisição e análise de dados em frações consideráveis do território. Segundo Kiel (2008), para que mudanças sejam detectadas, é necessário comparar imagens de satélite de um mesmo local adquiridas em períodos diferentes. Assim, através da assinatura espectral dos alvos é possível identificar se houve alteração, sendo possível quantificá-la. Dentre os satélites com aplicações desse tipo de monitoramento, destacam-se os da série *Landsat*.

Dessa forma, para a identificação das dinâmicas de ocupação da bacia do lago Janauacá foram classificadas imagens dos satélites *Landsat 1* (referente ao ano de 1972), *Landsat 5* (referentes aos anos de 1986, 1994 e 2005) e *Landsat 8* (referente ao ano de 2016), compreendendo um intervalo de mais de 40 anos de análise. As imagens utilizadas são dos meses de julho e agosto, período de vazante e com menor cobertura de nuvens. As especificações técnicas das imagens apresentam-se na Tabela 5.

Tabela 5. Imagens *Landsat* utilizadas

Órbita/Ponto	Resolução espacial (m)	Dia	Mês	Ano	Sensor
231/62	60	31	Julho	1972	MSS
231/62	30	10	Agosto	1986	TM
231/62	30	25	Agosto	1994	TM
231/62	30	20	Julho	2005	TM
231/62	30	28	Julho	2016	OLI

O sensor MSS (Multispectral Scanner Ssystem), do satélite *Landsat 1*, operava com 4 bandas espectrais na região do visível e uma banda termal. Sua resolução espacial era de 60 metros e a radiométrica de 6 bits, com período de revisita de 18 dias, o sensor foi lançado em 1972 e desativado em 1978. O sensor TM (Thematic Mapper) foi lançado no satélite *Landsat 5* em 1984 e permaneceu ativo até 2011. O sensor TM operava com 7 bandas nas regiões do visível, infravermelho próximo, médio e termal, além de possuir melhor acurácia radiométrica (8 bits) e melhor resolução espacial (30 metros) em relação ao seu antecessor e redução do período de revisita para 16 dias. Já o sensor OLI (*Operational Land Imager*), embarcado em 2013 a bordo do satélite *Landsat 8*, possui 11 bandas espectrais que atuam nas faixas do visível, termal, infravermelho próximo e de ondas curtas. Sua resolução radiométrica é de 12 bits, com resolução espacial de 30 metros e período de revisita de 16 dias (Williams, 2006).

Método de classificação de imagem e modelagem

A proposta metodológica é dividida em duas etapas: pré-processamento e modelagem (Figura 6).

Durante a etapa de pré-processamento, acontece a consolidação do banco de dados necessário para rodar o modelo hidrológico LUMP – FP. Assim, foi construída uma base de dados: mapas de HRU (gerados a partir de mapas de uso e cobertura do solo), dados batimétricos (gerados a partir de mapas de elevação e campanhas), dados de chuva (provenientes do satélite TRMM), dados de nível de água (advindos de dados de satélites altimétricos e dados *in situ*) e dados meteorológicos (temperatura, pressão, umidade, radiação solar e vento). Nessa etapa, voltou-se atenção para a geração de mapas de HRU.

A segunda etapa é onde acontece a modelagem. O modelo LUMP – FP foi desenvolvido por Bonnet *et al.* (2017) e simula os processos hidrológicos na planície de inundação (evaporação, interceptação, escoamento superficial, infiltração, precipitação). Para avaliar a influência do uso do solo sobre a hidrologia, o modelo LUMP – FP foi rodado com mesmas condições meteorológicas num período idêntico, porém com diferentes usos do solo. Assim, são geradas 7 simulações. Cada uma das simulações é correspondente a um mapa de HRU específico. Primeiramente, o modelo hidrológico foi validado para garantir que o modelo funciona e que os resultados produzidos não são incoerentes. Em seguida, realizou-se a

análise do impacto de cobertura do solo sobre a hidrologia via os seguintes parâmetros: a variabilidade do escoamento da área não-inundada, o balanço hídrico da área inundada e da evaporação.

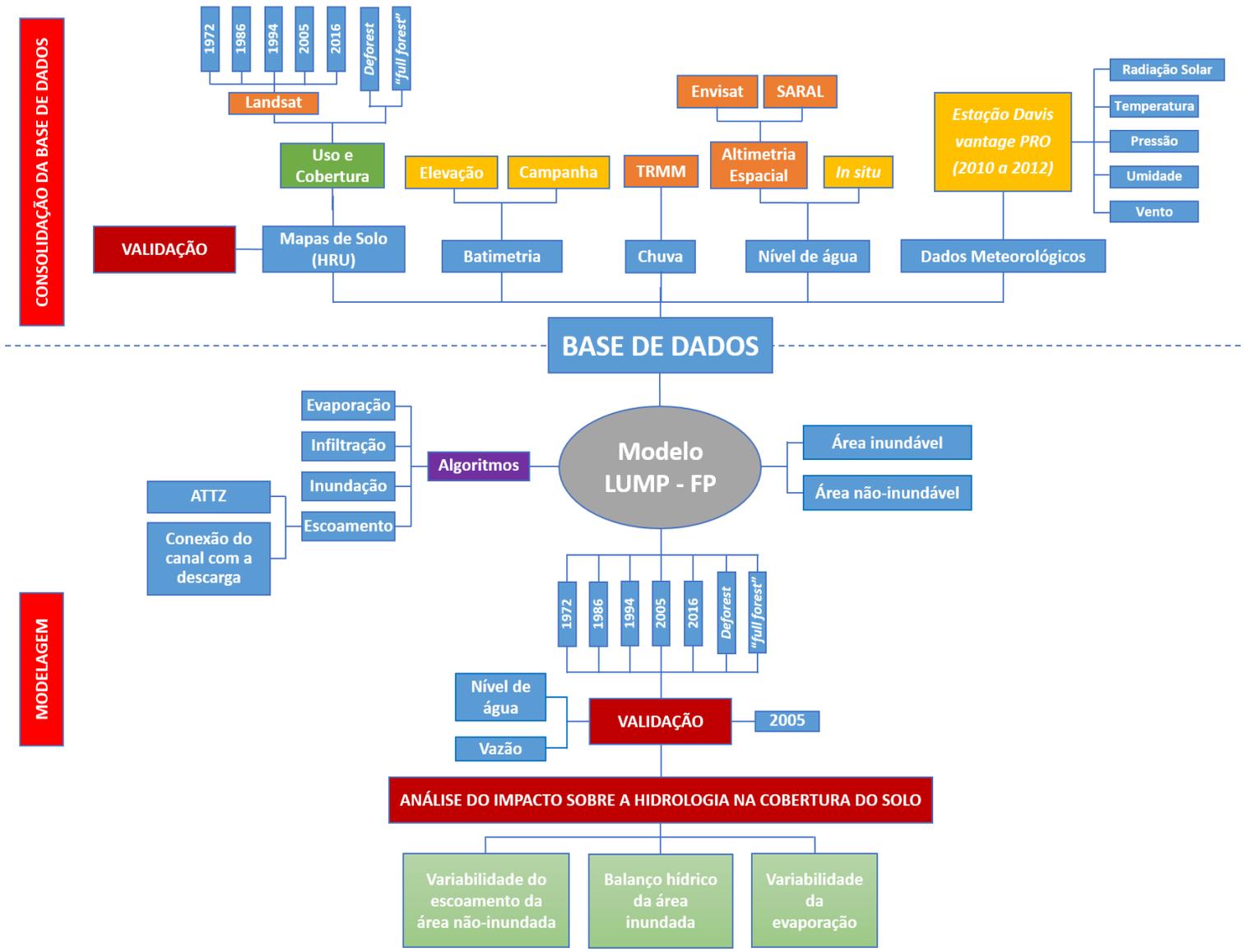


Figura 6. Fluxograma do trabalho.

Método de classificação de imagens

Após a aquisição das imagens, as mesmas foram georreferenciadas, utilizando-se como referência imagens do *Geocover*, um projeto de mapeamento da superfície da Terra gerado a partir de imagens do *Landsat 7* (Satélite, 2013). Posterior ao georreferenciamento, realizou-se a classificação espectral das imagens. Para essa etapa, foi realizada classificação supervisionada, utilizando-se do algoritmo da máxima verossimilhança. Esse algoritmo considera as características médias da assinatura espectral de cada categoria de dados e a covariância entre as categorias, permitindo uma discriminação precisa das mesmas (Alatorre *et al.*, 2011). A classificação a partir do algoritmo da máxima verossimilhança exige um número elevado de pixels de amostra de cada classe de treinamento, de forma que garanta uma boa distribuição estatística das amostras. As classes de uso e cobertura foram determinadas a partir de fotointerpretação das imagens de satélite, sendo definidas as classes de “floresta de terra firme”, “floresta de várzea”, “vegetação secundária”, “pasto”, “pasto natural”, “roça”, “hidrografia” e “resíduo”, sendo essa última classe o agrupamento das áreas cobertas por nuvens e sombras de nuvens.

Subsequente a classificação com o algoritmo da máxima verossimilhança, foram realizadas edições dos resultados obtidos, onde foi utilizada uma ferramenta de filtro majoritário. Conforme Meneses (2012), num filtro majoritário, a célula central do pixel tem seu valor calculado e comparado ao de seus vizinhos. A partir do valor predominante nos vizinhos, os mesmos podem ser alterados em função do valor majoritário da célula central. Os filtros majoritários resultam numa suavização e generalização da classificação, de forma a evitar valores de pixels isolados em classes predominantes. Todas as etapas de classificação das imagens foram realizadas no software ENVI 4.4.

Baseando-se na classificação, foi realizado o cálculo de áreas das classes, de forma a quantificar as mudanças ocorridas na zona de estudo durante os últimos 40 anos. Para o cálculo, foi utilizada a extensão “*Patch Analyst*”, do ArcGIS. Tal ferramenta consiste num agrupamento de índices e métricas de ecologia de paisagens. Segundo Forman & Godron (1986), a ecologia de paisagens busca compreender as relações estabelecidas entre a estrutura, a função, e a dinâmica dos ecossistemas, os quais são interativos e característicos de uma determinada região. A ecologia de paisagens apresenta-se como relevante para a mensuração de mudanças na paisagem, pois oferece um conjunto de métricas que possibilitam

caracterizar, no espaço e no tempo, os padrões de uso e cobertura da terra (Turner e Carpenter, 1998). No presente trabalho foi utilizada a métrica “Área da Classe”, que faz a soma de todas as manchas pertencentes a uma determinada classe.

Após o processo de classificação das imagens, foi realizada a medição da acurácia da classificação. A avaliação de acurácia entre uma classificação oriunda de imagens orbitais e seu valor real pode ser obtida por meio de coeficientes de concordância oriundos de matriz de confusão. As matrizes de confusão expressam a concordância entre a imagem que está classificada e os dados utilizados como referência. Dessa forma, as matrizes comparam a relação entre os dados de verdade terrestre (os chamados “dados de referência”) e os correspondentes dados da classificação (Meneses, 2012).

Dessa forma, o índice Kappa é uma medida do quanto a classificação está de acordo com os dados de referência (Congalton, 1991). O coeficiente Kappa é uma medida da concordância real (indicada pelos elementos diagonais de uma matriz de confusão) menos a concordância por chance (indicada pelo produto total da linha e coluna). O coeficiente Kappa é definido pela equação:

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} + x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} + x_{+i}} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde K é uma estimativa do coeficiente Kappa, x_{ii} é o valor na linha i e coluna i , x_{i+} é a soma da linha i e x_{+i} é a soma da coluna i da matriz de confusão, n é o número total de amostras e c o número total de classes.

A Tabela 6, conforme Fonseca (2000) apresenta os níveis de desempenho da classificação para o valor de Kappa:

Tabela 6. Índice Kappa e o desempenho da classificação

Índice Kappa	Desempenho
< 0	Péssimo
0 < k ≤ 0,2	Ruim
0,2 < k ≤ 0,4	Razoável
0,4 < k ≤ 0,6	Bom
0,6 < k ≤ 0,8	Muito Bom
0,8 < k ≤ 1,0	Excelente

Método de modelagem hidrológica

A resolução espacial dos mapas (MDE, mapas de vegetação e de solo) que alimentam o modelo LUMP-FP foi alterada para uma resolução comum (180 m) e são descritos nessa seção. As rodadas do modelo compreendem o período de 1º de setembro de 2006 até 31 de dezembro de 2015 para os mapas de uso do solo nas seguintes datas: 31 de julho de 1972, 10 de agosto de 1986, 25 de agosto de 1994, 20 de julho de 2005 e 28 de julho de 2016. Complementarmente, foram adicionadas duas rodadas baseadas em coberturas do solo “*full forest*” e desflorestado.

Para analisar o impacto de mudança de uso da terra sobre a hidrologia, leva-se em conta os seguintes parâmetros: proporção escoamento/chuva, evaporação e estimativas de valores da contribuição da água. Para afinar a análise do impacto hidrológico, foram escolhidos os anos típicos: ano normal (2007-2008), ano seco (2009-2010) e ano de cheia (2011-2012).

A proporção entre escoamento e chuva é a razão entre a água que corre em cima do solo da parte de terra firme até a zona de transição terrestre aquática (do inglês *aquatic terrestrial transition zone*) e a chuva é a água que cai em terra firme. A evaporação é a soma da transferência de água do solo para a atmosfera pelos rios ou pela floresta (evapotranspiração) (Chow, 1964). O balanço hídrico da área inundada consiste em analisar a contribuição dos diferentes tipos de águas na várzea (chuva, rio, escoamento, lençol freático).

Para validar o modelo e analisar as saídas, calcularam-se as seguintes estatísticas: a média e o desvio padrão da diferença entre dados observados e simulados.

A média é calculada usando a seguinte equação:

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (\text{Eq. 2})$$

O desvio padrão entre os dados observados e simulados é calculado usando a seguinte equação:

$$SD = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N - 1}} \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde n é o número total de valores e x_1 cada valor, em $i = 1, \dots, n$. Aqui x_i é diferença entre dados observados (x_o^i) e simulados (x_m^i).

E também os seguintes indicadores: o coeficiente de correlação de Pearson e a eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash & Sutcliffe, 1970).

O coeficiente de correlação de Pearson é calculado usando a seguinte equação:

$$\rho = \frac{\sum_{i=1}^n (x_m^i - \bar{x}_m)(x_o^i - \bar{x}_o)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_m^i - \bar{x}_m)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (x_o^i - \bar{x}_o)^2}} \quad (\text{Eq. 4})$$

O NSE é calculado usando a seguinte equação:

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_m^i - x_o^i)^2}{\sum_{i=1}^n (x_o^i - \bar{x}_o)^2} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde \bar{x}_o é a média dos valores observados, \bar{x}_m é a média dos valores modelados e x_m^i é a valor modela, x_o^i é a valor observado no passo tempo i .

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Evolução do uso da terra

Validação da Classificação de imagens

Devido a inviabilidade de trabalho de campo para a coleta de pontos de referência e pelo fato da análise englobar uma série temporal de quatro décadas, os dados de referência utilizados para validação da classificação foram os pixels coletados das áreas de amostras das classes, que foram selecionadas por fotointerpretação das imagens *Landsat* originais. Dessa forma, a quantidade de pixels de cada classe é equivalente a presença das classes nas imagens.

O resultado do índice Kappa e a acurácia global de cada classificação é apresentado na Tabela 7. A acurácia global de um mapa é expressa pela razão total de pontos de referência pelo total de pontos corretamente classificados (Congalton, 1991). Com exceção do ano 1972, o índice Kappa fica superior a 0,80 (“excelente”). As diferenças radiométricas e espaciais entre a imagem de 1972 e as demais imagens podem explicar a baixa qualidade do índice Kappa na data mais antiga, tendo em vista a dificuldade de se identificar os alvos na imagem durante o processo de coleta das amostras da classificação. Para as demais datas, o índice Kappa apresenta uma boa classificação, muito em função da elevada quantidade de amostras utilizadas no processo.

Tabela 7. Resultado do índice Kappa e a acurácia global de cada classificação

ANO	ÍNDICE KAPPA	CONCORDÂNCIA GLOBAL (%)
1972	0,673	80,800
1986	0,935	97,030
1994	0,815	91,640
2005	0,910	94,280
2016	0,940	96,484

Análise da evolução do uso da terra

Analisando o resultado da aplicação da métrica “área da classe” (Tabela 5 e Figura 7), verifica-se uma diminuição acentuada das áreas de “floresta de terra firme”. Em 1972, essa

classe ocupava uma superfície de aproximadamente 37,58 mil hectares (47,82 % da área), valor que é decrescido para aproximadamente 19,28 mil hectares (24,53 % da área) no ano de 2016. Concomitantemente, as classes de atividades antrópicas (pasto e roça) apresentam um crescimento elevado: as áreas de pasto correspondiam, em 1972, a 1,26 mil hectares (1,52% da área) cobriam em 2016 mais de 7,79 mil hectares (9,91% da área). Já as áreas de roça correspondiam em 1972 a 532,44 hectares (0,67% da área), saltando em 2016 para 7,74 mil hectares (9,85% da área). De forma geral, o decréscimo de “floresta de terra firme” é constante entre as datas analisadas, mas acentua-se intervalo entre 2005 e 2016, quando ocorre uma redução de mais de 7,53 mil hectares. No mesmo período, as classes de atividades antrópicas apresentam comportamento semelhante: as áreas de “pasto” aumentam em cerca de 3,75 mil hectares e as da classe “roça” aumentam pouco mais de 6,00 mil hectares.

As áreas de “hidrografia” possuem pouca alteração no intervalo analisado, sendo que essa oscilação é fruto da variação do nível d’água na zona de estudo, embora as imagens sejam do mesmo período climático. A classe “pasto natural” tem pouca variação, decorrente principalmente da variação do nível d’água. As áreas de “floresta de várzea” também sofrem influência do nível d’água, pois anos com uma lâmina d’água mais elevada tendem a cobrir algumas zonas de “floresta de várzea”. Entretanto, as áreas de “floresta de várzea” também sofreram substituição da cobertura natural para usos antrópicos, conforme a Figura 7, com avanço de áreas de “pasto” e “roça”. A variação da classe de “resíduos” é oriunda da ocorrência ou não de nuvens nas imagens selecionadas, embora tenha se buscado imagens com menos cobertura de nuvens.

A classe “vegetação secundária” também teve um considerável incremento, passando de 13,99% da área (11,00 mil hectares) para 31,27% da área (24,58 mil hectares). Conforme Brown e Lugo (1990), a vegetação secundária é característica de áreas de cobertura florestal original que sofreram algum grau de perturbação antrópica, como também podem representar um estágio inicial de áreas que foram completamente desmatadas. O grande incremento dessa classe na zona de estudo, associado ao aumento de “pasto” e “roça” demonstra o significativo grau de alteração da paisagem, associada a diminuição da cobertura florestal original e sua substituição por áreas de atividades antrópicas. Destaca-se dois vetores de expansão das áreas antrópicas na zona de estudo, sendo as margens da rodovia federal BR-174 (ao sul) e da rodovia estadual AM-354 (ao leste) concentradoras das áreas alteradas no decorrer das datas.

Nas margens do lago Janauacá também estão presentes muitas áreas de pastagens e roça associadas a mosaicos de vegetação secundária.

Tabela 8. Áreas da classe (em hectares)

Classe	Área da Classe (1972)	Área da Classe (1986)	Área da Classe (1994)	Área da Classe (2005)	Área da Classe (2016)
Floresta Terra Firme	37596,86	30510,73	28969,11	26825,32	19288,64
Floresta Várzea	11684,33	10281,29	9600,83	10641,69	7607,88
Hidrografia	14203,00	13415,51	13268,67	15277,63	11085,79
Pasto	1262,87	2674,23	4693,16	4039,87	7793,30
Pasto Natural	1681,99	1025,68	625,25	695,00	506,16
Resíduo	652,59	0,00	233,00	455,17	0,00
Roca	532,44	3411,89	2224,30	1743,40	7749,96
Vegetação Secundária	11005,72	17300,47	19005,47	18941,75	24588,08

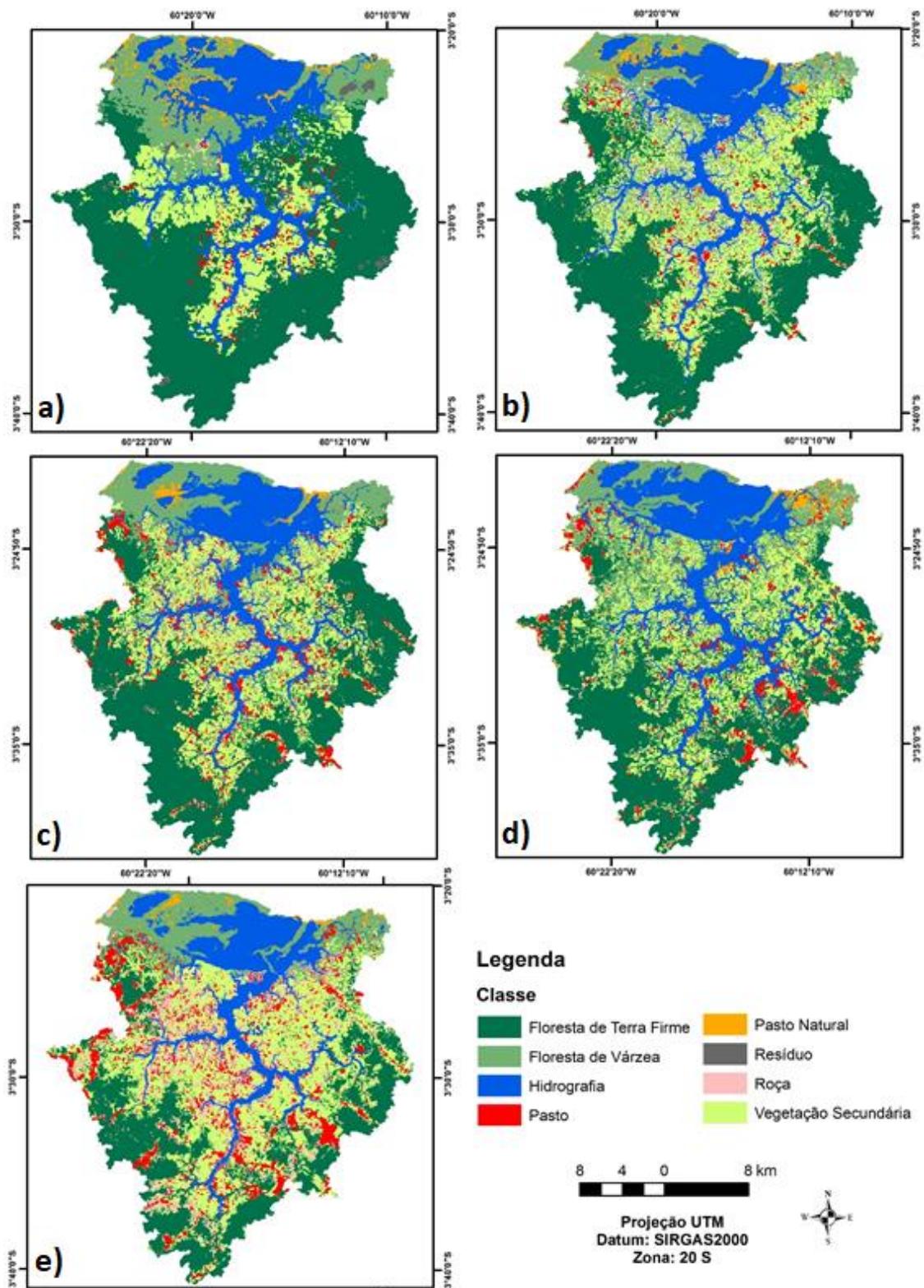


Figura 7. Mapas de uso e cobertura da terra da região do Lago Janauacá. 1- Ano de 1972; 2- Ano de 1986; 3- Ano de 1994; 4- Ano de 2005; 5- Ano de 2016.

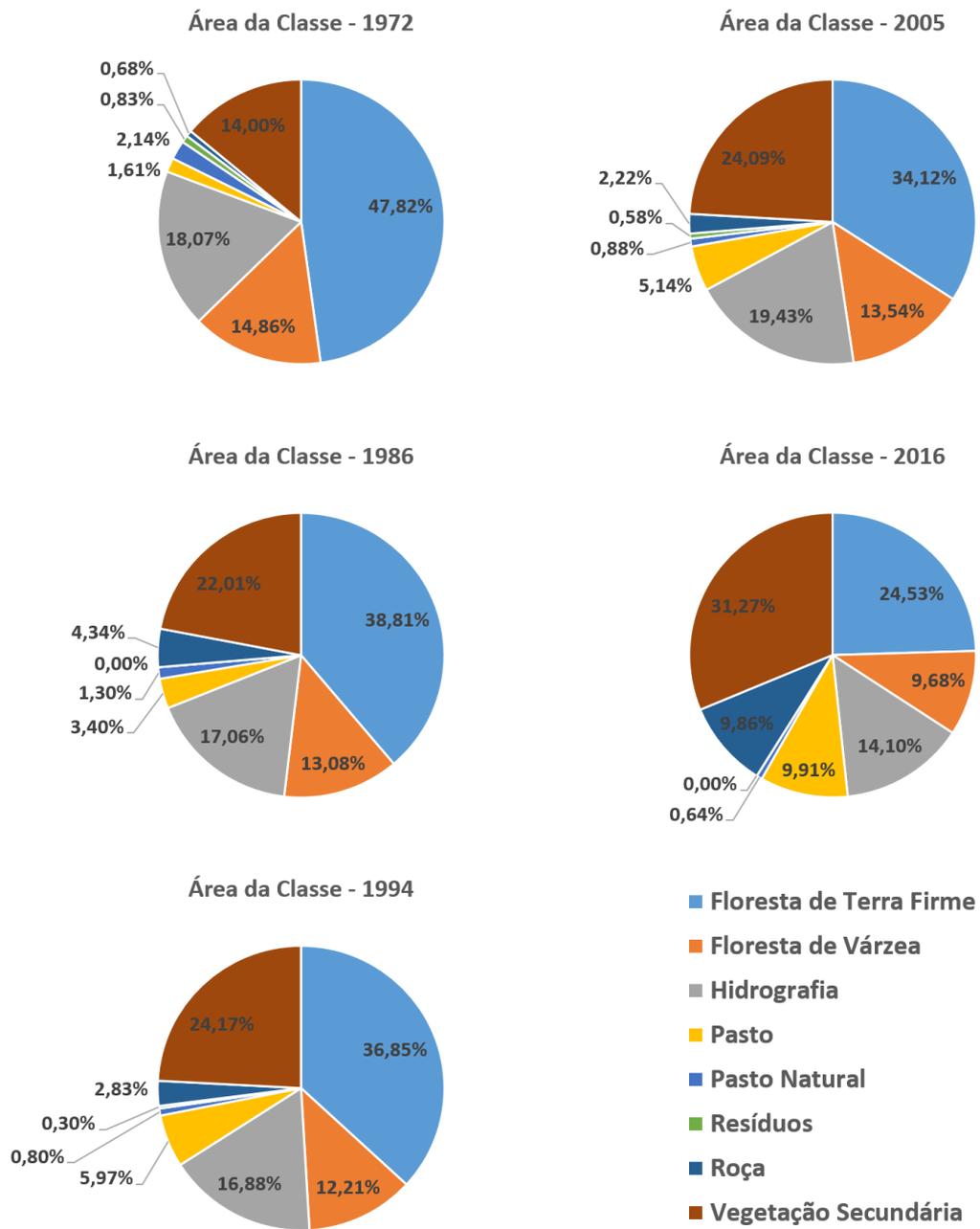


Figura 8. Evolução das áreas de classe (%)

Hidrologia

As análises aplicadas são para o período de 1º de setembro de 2006 até 31 de dezembro de 2015, abrangem nove anos hidrológicos onde os parâmetros calculados pelo modelo LUMP – PF foram: evapotranspiração, infiltração, escoamentos: fluxo na terra firme, escoamento ATTZ, conexão com o rio Solimões através da descarga do canal e transbordamento.

Validação do modelo

A validação vertical do modelo LUMP – FP consiste na comparação do nível de água modelado com a régua instalada na várzea de Janauacá (RL1) e na comparação com uma descarga do canal de conexão gerada após medidas *in situ*.

Na figura 9a, encontram-se os valores observados e simulados do nível de água em RL1 para o período de 1º de setembro de 2006 até 31 de dezembro de 2015. Os valores são similares e condizentes, exceções acontecem em outubro de 2010, janeiro de 2012, outubro de 2012 e setembro de 2015. Os valores encontrados para os parâmetros são: 0,70 de média, o desvio padrão é 0,64m, o NSE é 0,97 e 0,99 para o coeficiente de correlação.

Infelizmente, em temporadas de águas baixas o modelo não simula corretamente. Existem problemas de inconsistência de dados com a régua RL1 que a tornam uma fonte com dados não confiáveis e imprecisos, oriundos de problemas como a queda da régua ou o nível de água estar abaixo de onde a régua foi instalada.

Na figura 9b, encontram-se os valores observados e simulados para a descarga do canal que conecta o lago ao rio Solimões para o período de 1º de setembro de 2006 até 31 de dezembro de 2015. Os valores encontrados para os parâmetros são: 0,98 para o coeficiente de correlação, 15,28 m³.s⁻¹ para o fluxo difusivo em excesso, 72,03 m³.s⁻¹ para o desvio padrão difuso e 0,95 para NSE. As inundações resultaram de diferentes fontes de água como encontrado em outras planícies aluviais da Amazônia.

Vê-se que o modelo fica aparentemente instável, também em época de águas baixas, ocasionado pela pouca vazão justificada pelo equilíbrio entre o rio e o lago Janauacá, que nessa época geralmente estão desconectados.

Igualmente, observa-se que o armazenamento de água da planície de inundação começou no início de outubro e durou até o final de junho. De junho até o final do ano hidrológico, a várzea exportou para o rio.

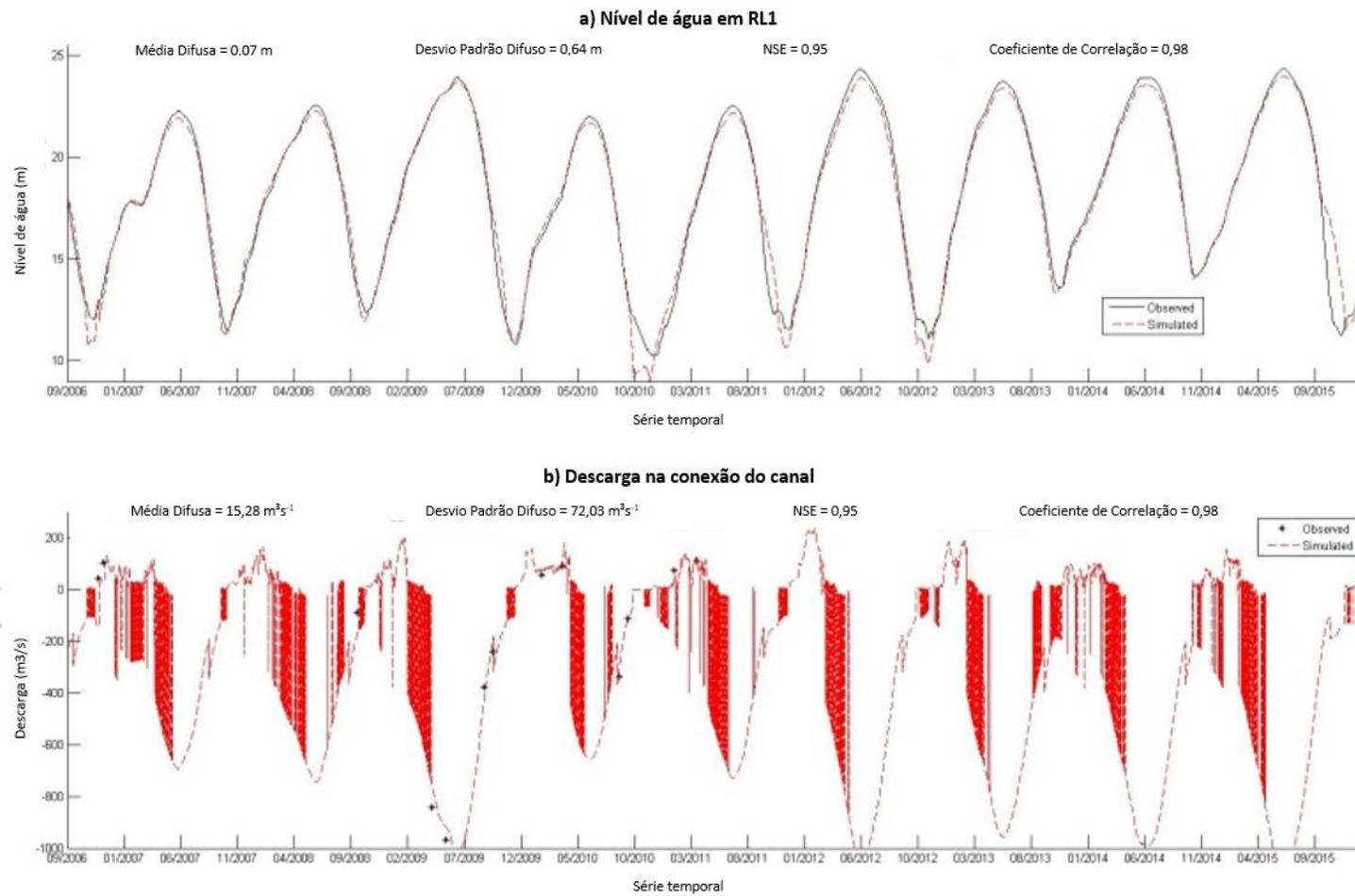


Figura 9. a) Nível de água em RL1; b) Descarga na conexão do canal.

Impacto do uso da terra sobre a hidrologia

Na figura 10, encontram-se os valores da razão anual entre chuva e escoamento no lago Janauacá simulados pelo modelo LUMP – FP durante o período de simulação.

A razão entre chuva e escoamento durante os nove anos simulados têm valores similares. A média está entre 0,48 e 0,56: nas simulações dos anos de 1986, 1994 e 2005 a média é 0,52, a menor média foi na simulação de cobertura desflorestada (0,48), a média da simulação do ano de 1976 é 0,51 e a maior média é para a simulação de “*full forest*” 0,56. Em todas as simulações os valores dos anos de 2006, 2008 e 2013 tiveram o valor da razão entre chuva e escoamento acima de 0,60, seguidos dos anos 2007, 2010, 2012 e 2014 com valores acima de 0,50. O ano 2011 teve valores abaixo de 0,40 e o ano de 2009 abaixo de 0,20. O desvio padrão oscilou entre 0,16 e 0,20: 0,16 na simulação de “*full forest*”, 0,19 para a simulação do ano de 1972 e 0,20 para os demais anos. A média está entre 0,48 e 0,56 e o desvio padrão é baixo e oscila entre 1 e 2%.

O modelo mostra grande variabilidade interanual da razão entre chuva e escoamento. Efetivamente, o ano 2009 mostra sempre essa razão mais baixa (menor ou igual a 0,20), enquanto os anos de 2006 e 2013 mostram a razão entre chuva e o escoamento mais altas (acima de 0,70). Ademais, o modelo realça que a razão entre chuva e escoamento vai diminuindo à medida que o desflorestamento vai aumentando na planície de inundação.

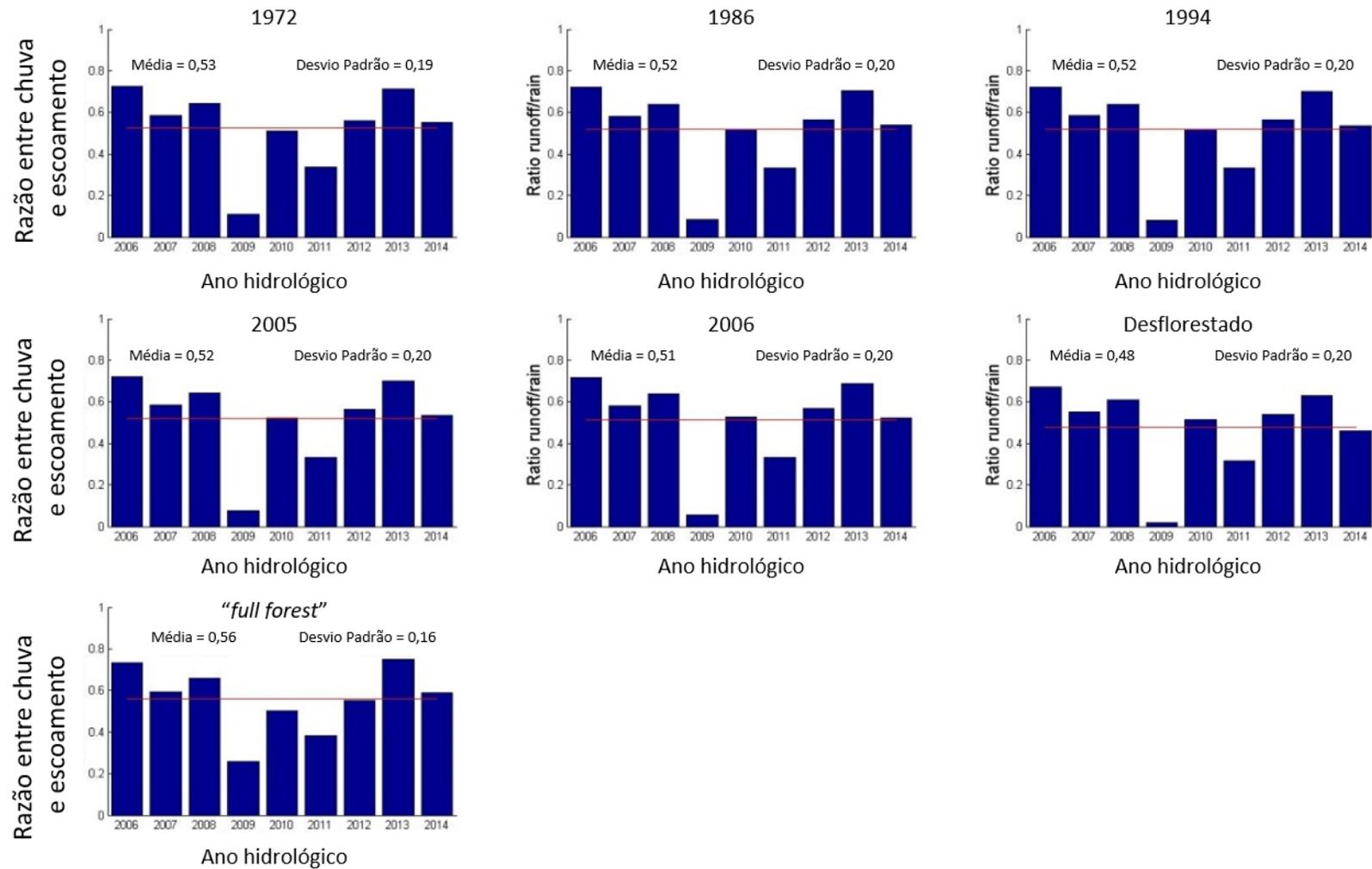


Figura 10. Proporção escoamento/chuva.

Na figura 11, são apresentadas as taxas de evaporação obtidas através da modelagem têm valores simulares. A média da evaporação varia entre 0,348 e 0,350 $\text{km}^3.\text{ano}^{-1}$ utilizando os mapas de cobertura do solo gerados para os anos escolhidos. O desvio padrão é baixo é inferior a 1% e encontra-se entre 0,053 e 0,054. O máximo é atingindo no caso de 2014 e o mínimo é atingindo no caso de 2009. Na simulação em que há mudança na cobertura do solo para com desflorestamento a média de evaporação corresponde a 0,358 $\text{km}^3.\text{ano}^{-1}$ enquanto na simulação em que a cobertura do solo permanece com floresta a média de evaporação corresponde a 0,346 $\text{km}^3.\text{ano}^{-1}$, a diferença é 0,008 $\text{km}^3.\text{ano}^{-1}$.

Independente da cobertura do solo, o modelo mostra grande variabilidade interanual de evaporação. Efetivamente, o ano 2009 mostra sempre a evaporação mais baixa (abaixo de 0,30 $\text{km}^3.\text{ano}^{-1}$), enquanto o ano 2014 mostra a evaporação a mais alta (próximo a 0,45 $\text{km}^3.\text{ano}^{-1}$). Isso demonstra a pouca sensibilidade da evaporação às mudanças de uso de solo.

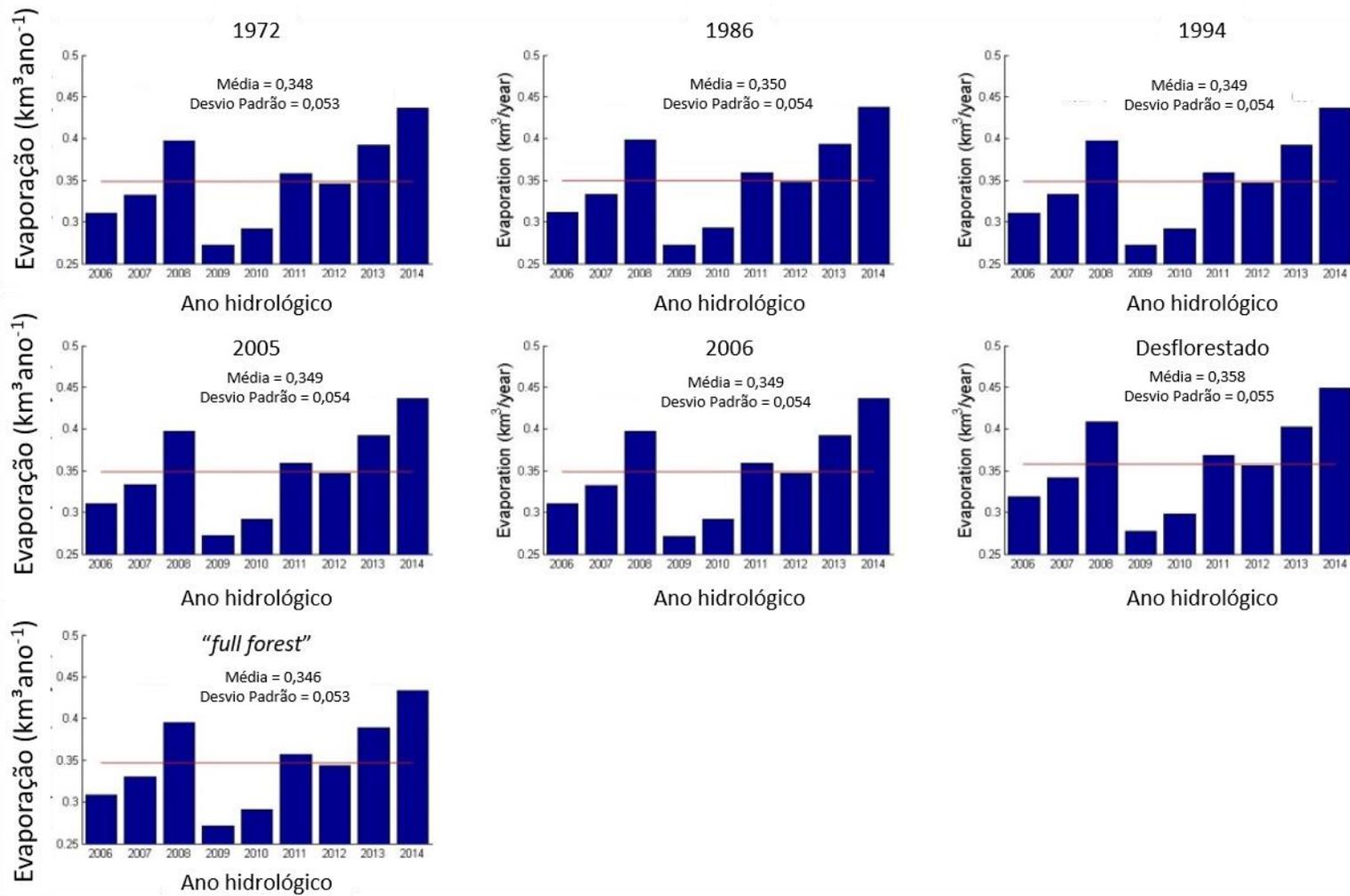


Figura 11. Evaporação (km³.ano⁻¹).

Na figura 12, encontram-se as estimativas de valores de entrada e saída de água no lago Janauacá calculados pelo modelo LUMP – FP para anos hidrológicos normais, secos e de cheia, para as datas dos mapas de cobertura do solo (1972, 1986, 1994, 2006 e 2016). Observa-se no gráfico que as duas últimas linhas correspondem a cobertura vegetal de floresta desmatada e cobertura vegetal “*full forest*”, respectivamente.

Na parte esquerda da figura, têm-se as porcentagens de entradas de água no lago Janauacá. A entrada de água ocorre majoritariamente pelo transbordamento do canal – que faz a conexão do lago com o rio Solimões – seguido pelo escoamento, pelo lençol freático e, por último e em uma escala bem menor, pela água proveniente da chuva. Em anos normais e secos, notam-se grandes similaridades nos valores de entrada de água no lago. A contribuição advinda de transbordamento oscila entre 87 e 90%, em seguida o escoamento contribui com 6 e 7%, a contribuição da chuva é em torno de 3 e 5% e os valores do lençol freático são menores que 1% em anos normais e em médias de 2% em anos secos. Nos anos em que ocorrem cheias, a ordem das fontes de contribuição é a mesma embora os valores sejam maiores na contribuição do transbordamento do canal que é da ordem de 95%, enquanto há diminuição nos valores de chuva e escoamento ambos em média de 2% seguidos de valor menor que 1% advindo do lençol freático.

No lado esquerdo da figura, têm-se as porcentagens de saída de água no lago Janauacá. A saída de água do lago ocorre em maior parte através do transbordamento do canal e por evaporação, o lençol freático contribui com menos de 1%. Em anos normais e secos, notam-se grandes similaridades nos valores de saída de água no lago. 96% por transbordamento, 4% por evaporação e menos de 1% pelo lençol freático. Nos anos em que ocorrem cheias, a ordem permanece a mesma embora os valores sejam maiores na saída por transbordamento do canal que é da ordem de 97%, 3% por evaporação e menos de 1% pelo lençol freático.

Fontes de Contribuição de Águas (%)

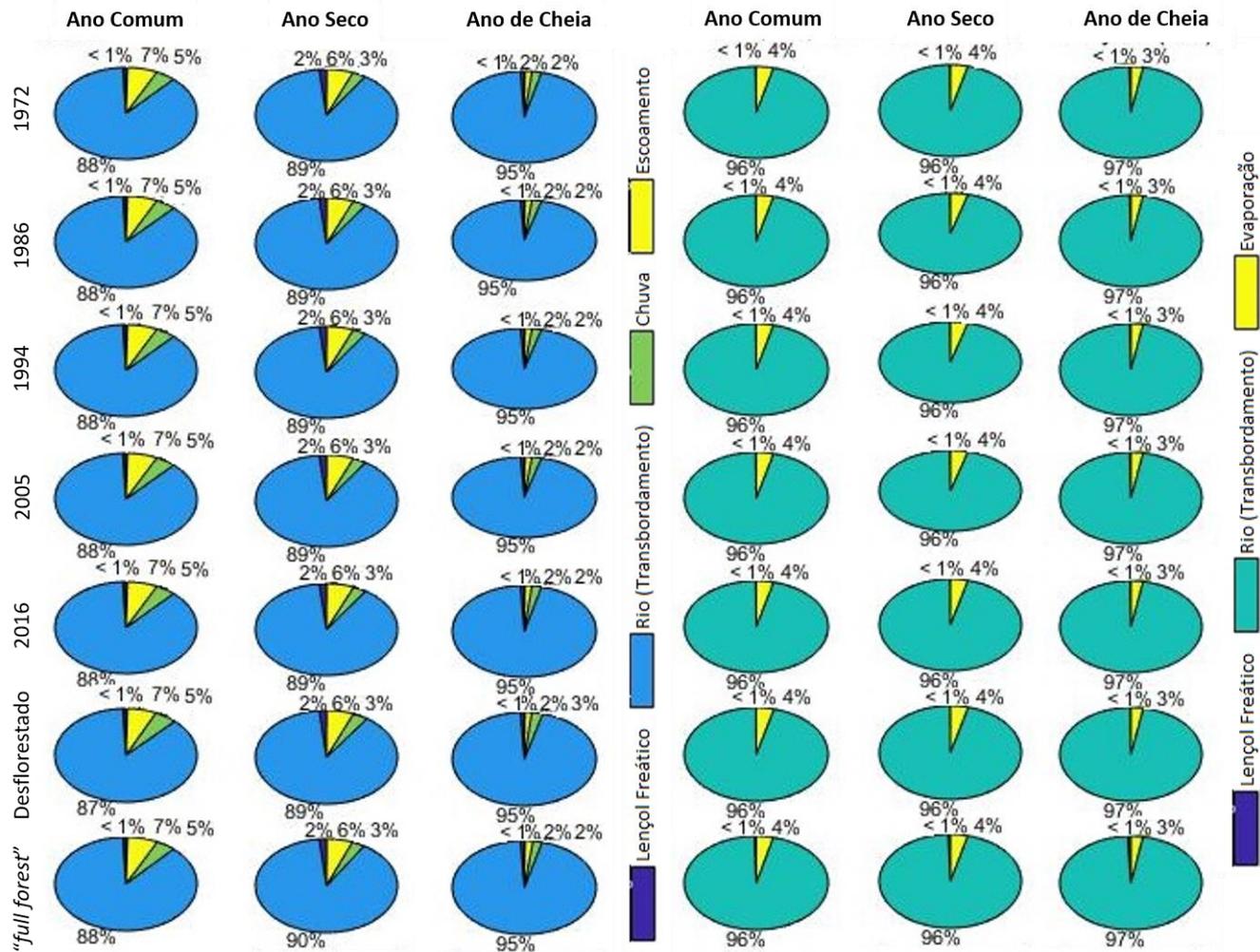


Figura 12. Estimativas de valores da contribuição da água (%)

Devido à alta sazonalidade do regime hidrológico do rio e das chuvas, a proporção relativa das diferentes entradas variou ao longo de um ano hidrológico no lago Janauacá. Na figura 13, observa-se a contribuição recebida ao longo do ano hidrológico para as simulações de anos hidrológicos normal (2007-2008), seco (2010-2011), ano de cheia (2011-2012). Os resultados para as datas dos mapas de cobertura do solo (1972, 1986, 1994, 2006 e 2016) além de mapa com a cobertura vegetal de floresta desmatada são as anomalias considerando os resultados ligado a cobertura “*full forest*” como referência.

Na primeira parte da figura, tem-se a simulação em um ano considerado comum (2007-2008). Baseado nos resultados ligado a “*full florest*”, a contribuição principal inicial e principal é do escoamento – começa em outubro e diminui até junho do ano seguinte, depois dessa data passa a contribuir minimamente –, em seguida vem a contribuição do rio que é a maior contribuição durante o ano inteiro, embora seja menor no período de outubro a junho, seguida da contribuição da água por infiltração e por último a contribuição da chuva, a qual começa a ter valor expressivo a partir de novembro até julho e então diminui, mas ainda é significativa. Observa-se que a perturbação na cobertura vegetal tem influência no ciclo hidrológico, principalmente nas contribuições do rio e do escoamento. Assim, ocorre aumento da contribuição do rio simultaneamente a diminuição da contribuição do escoamento. Após o período de cheia (junho), as anomalias devido as mudanças de cobertura estão nulas.

Na parte central da figura, tem-se a simulação em um ano considerado seco (2010-2011). Baseado nos resultados ligados a “*full florest*”, a contribuição inicial é do escoamento, seguida do rio e da chuva. Todas as contribuições de água para o lago Janauacá começam em outubro, porém a contribuição do rio diminui por um período e retorna em janeiro quando passa a ter valor expressivo, enquanto a contribuição do escoamento diminui até junho do ano seguinte e depois dessa data passa a contribuir minimamente assim como a água por infiltração. Nota-se que, para a simulação do ano seco, a perturbação na cobertura vegetal causa influência no ciclo hidrológico, especificamente a contribuição do rio principal e do escoamento, respectivamente. Observa-se uma maior contribuição do escoamento, que vai aumentando com a simulação para o mapa de solo desflorestado. Após o período de cheia (junho), as anomalias devido às mudanças de cobertura são nulas.

Na última parte da figura, tem-se a simulação em um ano considerado de cheia (2011-2012) em que a contribuição majoritária é do rio e as outras contribuições (escoamento, chuva

e água por infiltração) são mínimas durante todo o ano. Assim, nota-se que as anomalias associadas às mudanças de cobertura são pequenas. Durante um ano de cheia, após o meio do período de enchente (março), as anomalias decorrentes das mudanças de cobertura estão nulas.

Ao final da análise da evolução temporal das contribuições de águas, destacam-se os seguintes pontos: i) as mudanças de cobertura não afetam o balanço hídrico na cheia; ii) as mudanças de terra ocorrem mais fortemente para os anos secos e durante a primeira parte do ciclo hidrológico (de novembro a julho); iii) as mudanças de uso da terra afetam principalmente a parte de contribuições do escoamento e da água advinda do rio. Nas secas, o lençol freático contribui ativamente no fechamento do balanço hidrológico.

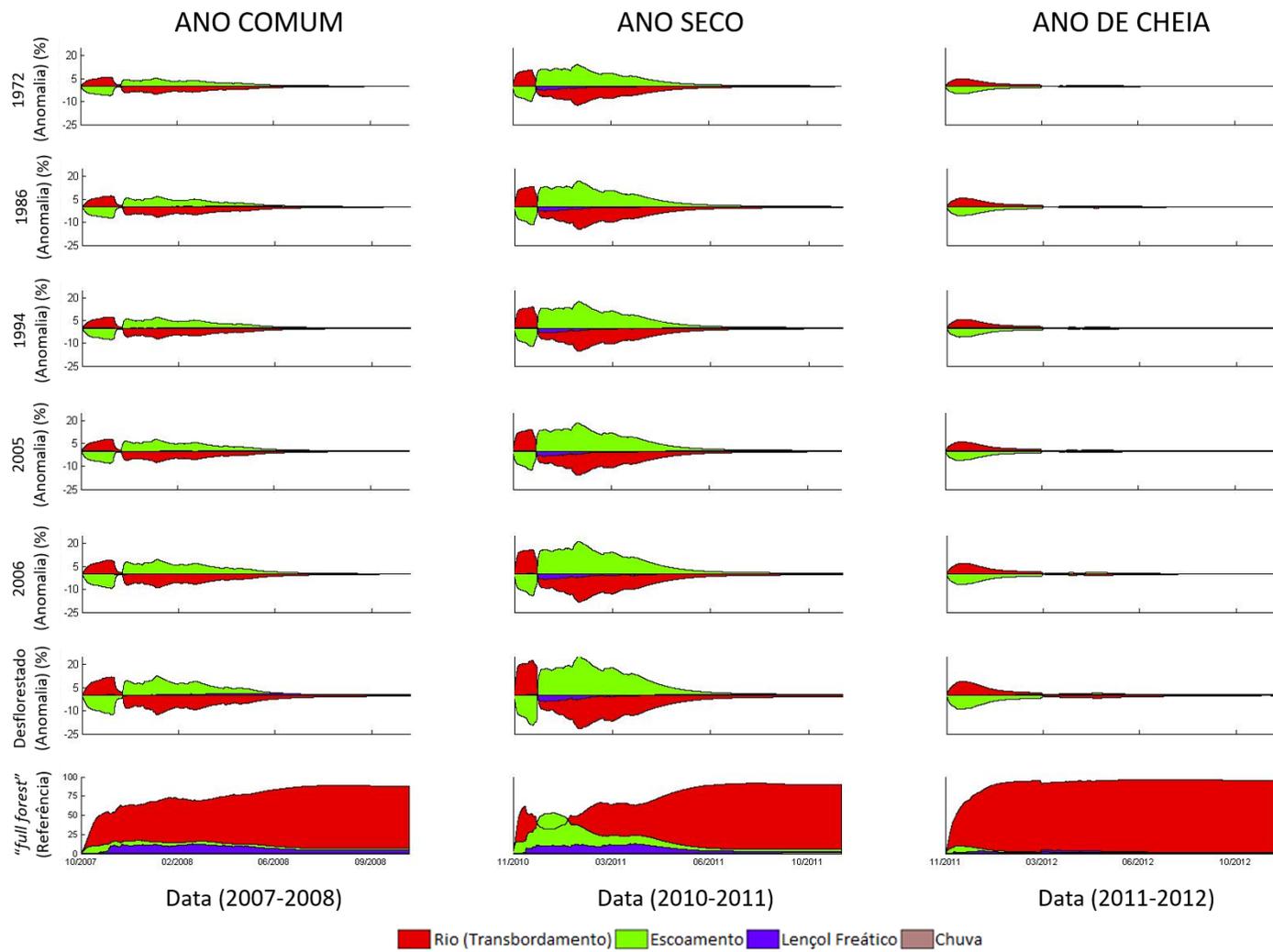


Figura 13. Contribuições durante o ano hidrológico no lago Janauacá

CONCLUSÃO

Neste trabalho, o objetivo foi analisar a dinâmica espaço-temporal do uso da terra numa planície de inundação amazônica (o Lago Janauacá) através de imagens de sensores orbitais (*Landsat*) com a finalidade de avaliar como este uso da cobertura da terra afeta o regime hidrológico dessa várzea através da modelagem hidrológica (modelo LUMP-FP).

A classificação de uso e cobertura do solo gerada nesse estudo (1972, 1986, 1994, 2005 e 2016) apresentou uma acurácia elevada (índice Kappa $\geq 0,8$). De acordo com as classificações obtidas das 5 datas, a forma de uso da terra alterou o tipo de vegetação ao longo dos anos. As áreas cobertas inicialmente por floresta de terra firme, floresta de várzea, pasto natural e hidrografia diminuíram drasticamente de 1972 até 2016 e representam 51,30%, 65,11%, 78,05% e 30,09%, respectivamente, dos seus valores iniciais, cedendo espaço às coberturas de solo como pasto, roça e vegetação secundária que tiveram uma taxa de incremento de 617,11%, 1455,55%, 223,41%, respectivamente. Percebeu-se uma variação das áreas de floresta de terra firme e um incremento das classes antrópicas (pasto e roça) e de vegetação alterada (vegetação secundária).

O modelo LUMP – FP foi validado em termos de nível de água e por análise de vazão durante o período de 1º de setembro de 2006 até 31 de dezembro de 2015. Na análise de nível de água o valor obtido para o NSE é 0,97 e na análise de vazão o valor encontrado para NSE é 0,95. Sendo assim, considera-se o modelo é apto para modelagem no lago.

Na análise do impacto de uso do solo, focou-se em três indicadores: as estimativas da razão entre escoamento e chuva, da evaporação e dos valores de entrada e saída de água no lago Janauacá calculados pelo modelo LUMP – FP.

A razão entre escoamento e chuva têm valores similares. Os valores oscilam entre 0,48 e 0,56. Em relação ao desvio padrão, os valores obtidos são baixos (entre 1 e 2%). O modelo mostrou grande variabilidade interanual da razão entre chuva e escoamento e realçou que a razão entre chuva e escoamento vai diminuindo enquanto o desflorestamento vai aumentando na planície de inundação.

O segundo indicador são as taxas de evaporação obtidas através da modelagem, cujos valores são similares e oscilam entre 0,348 e 0,350 km³.ano⁻¹. O desvio padrão é baixo

($\leq 1\%$). Independente da cobertura do solo, o modelo mostra grande variabilidade interanual de evaporação: o ano 2009 mostra sempre a evaporação mais baixa (abaixo de $0,30 \text{ km}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$), enquanto o ano de 2014 mostra a evaporação mais alta (próximo a $0,45 \text{ km}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$). A evaporação parece pouco sensível às mudanças de uso de solo.

As estimativas de valores da contribuição de água acumulativos foram calculadas para anos hidrológicos normal, seco e de cheia. O modelo não apresentou diferenças significativas (em termos de contribuição acumulado de entrada e saída de água) quando é trocado o uso da terra. Porém entre os anos de simulação aparecem diferenças. A grosso modo, anos secos e anos de cheia, em torno de 90%, 5%, 3% e menos de 1% vêm do rio (transbordamento ou canal), do escoamento, da chuva e do lençol freático, respectivamente. A respeito da saída das águas, os valores para os anos normais e secos são similares e se diferenciam dos anos de cheia: em torno de 96%, 4% e menos de 1% saem através do canal, da evaporação e do lençol freático, respectivamente. Observa-se que a perturbação na cobertura vegetal tem pouca influência no ciclo hidrológico (em termos de balanço hídrico). As contribuições acumulativas e ao longo do ano hidrológico no lago Janauacá são complementares. Da análise de evolução temporal das contribuições de águas, destacam-se os seguintes pontos: i) as mudanças de cobertura não afetam o balanço hídrico na cheia; ii) as mudanças de terra ocorrem mais fortemente para os anos secos e durante a primeira parte do ciclo hidrológico (de novembro a julho); iii) as mudanças de uso da terra afetam principalmente a parte das contribuições do escoamento e da água advinda do rio. Nas secas, o lençol freático contribui ativamente no fechamento o balanço hidrológico.

Por fim, o modelo proposto fornece resultados satisfatórios apesar de não enxergar ou gerar grandes diferenças quando o mapa de uso do solo é trocado. O modelo identifica as séries temporais e apresenta diferenças mínimas, porém visíveis. Talvez, o modelo ainda não é suficiente em termos de descrição dos fluxos hidrológicos pois existem limitações ligadas à resolução usada, a descrição dos fluxos verticais (evaporação e infiltração) e subterrâneos transversais. Outra possibilidade é que as mudanças de uso e cobertura do solo não influenciem o regime hidrológico do lago (a respeito do ponto de visto anual). Assim, espera-se que o modelo possa ser aplicado para outras zonas úmidas similares para entender melhor os controles que aparecem no ciclo hidrológico das várzeas, e também para entender as limitações do modelo em vista de melhorá-lo.

CONFLITOS DE INTERESSES

Os autores declaram que não há conflito de interesse.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de mestrado (131489/2016-0), ao primeiro autor; ao *Centre de Topographie des Océans et de l'Hydrosphère – CTOH* do *Laboratoire d'Études en Géophysique et Océanographie Spatiales – LEGOS*, pelos *Geophysical Data Records – GDRs* e as correções troposféricas correspondentes; à *European Space Agency – ESA* e ao *Centre National d'Études Spatiales – CNES* pela garantia do uso dos dados das missões *ENVISAT* e *SARAL* e aos alunos do Laboratório *RHASA*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alatorre, L.C.; Sánchez-Andrés, R.; Cirujano, S.; Beguería, S.; Sánchez-Carrillo, S. 2011. Identification of mangrove areas by remote sensing: The ROC curve technique applied to the northwestern Mexico coastal zone using Landsat imagery. *Remote Sensing*, 3(8), 1568-1583
- Alsdorf, D.; Birkett, C.; Dunne, T.; Melack, J.; Hess, L. 2001. Water level changes in a large Amazon lake measured with spaceborne radar interferometry and altimetry. *Geophysical Research Letters*, 28(14), 2671-2674
- Alsdorf, D.E.; Rodriguez, E.; Lettenmaier, D.P. 2007. Measuring surface water from space. *Reviews of Geophysics*, 45(2).
- ANA. Agência Nacional de Águas. 2016. Rede Hidrometeorológica da Amazônia. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/infohidrologicas/RHAmazonica.pdf>. Acesso: 29 de maio de 2018.
- Barrett, E.C. 1970. The estimation of monthly rainfall from satellite. *Monthly Weather Rev*, 98(4), 322-327.
- Barrow, C. 1988. The impact of hydroelectric development on the Amazonian environment: With particular reference to the Tucuruí Project. *Journal of Biogeography*, 67-78.
- Barthem, R.B.; Charvet-Almeida, P.; Montag, L.D.A.; Lanna, A.E. 2004. Amazon Basin, GIWA Regional assessment 40b. *Sweden, University of Kalmar/UNEP*, 60p

- Beven, K., & Freer, J. 2001. Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *Journal of hydrology*, 249(1-4), 11-29.
- Bonnet, M.P.; Pinel, S.; Garnier, J.; Bois, J.; Resende Boaventura, G.; Seyler, P.; Motta Marques, D. 2017. Amazonian floodplain water balance based on modelling and analyses of hydrologic and electrical conductivity data. *Hydrological Processes*, 31(9), 1702-1718.
- Brasil, I.N.P.E. 2007. Projeto PRODES: Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil. Disponível em < <http://www.obt.inpe.br/prodes>.
- Brown, S.; Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of tropical ecology*, 6(1), 1-32
- Calmant, S.; Seyler, F. 2006. Continental surface waters from satellite altimetry. *Comptes Rendus Geoscience*, 338(14-15), 1113-1122
- Calmant, S.; Seyler, F.; Cretaux, J. F. 2008. Monitoring continental surface waters by satellite altimetry. *Surveys in geophysics*, 29(4-5), 247-269.
- Castello, L.; McGrath, D.G.; Hess, L.L.; Coe, M.T.; Lefebvre, P.A.; Petry, P.; Macedo, M.N.; Renó, V.; Arantes, C. C. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6(4), 217-229.
- Chow, V.T. 1964. Handbook of applied hydrology
- Collischonn, W.; Tucci, C.E.M. 2001. Hydrologic simulation of large basins. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 95-118.
- Collischonn, B.; Allasia, D.; Collischonn, W.; Tucci, C.E.M. 2007. Desempenho do satélite TRMM na estimativa de precipitação sobre a bacia do Paraguai superior. *Revista Brasileira de Cartografia*, 59(1).
- Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37(1), 35-46;
- Birkett, C. 2006. Lake studies from satellite radar altimetry. *Comptes Rendus Geoscience*, 338(14-15), 1098-1112
- Dwarakish, G.S.; Ganasri, B.P. 2015. Impact of land use change on hydrological systems: A review of current modeling approaches. *Cogent Geoscience*, 1(1), 1115691
- Ferreira, J.; Aragão, L.E.O.C.; Barlow J.; Barreto, P.; Berenguer, E.; Bustamante, M; Gardner, T.A.; Lees, A.C.; Lima, A.; Louzada, J.; Pardini, R.; Parry, L.; Peres, C.A.; Pompeu, P.S.; Tabarelli, M.; Zuanon, J. 2014. Brazil's environmental leadership at risk. *Science*, 346 (6210), 706-707
- Florenzano, T.G. 2002. Imagens de satélite para estudos ambientais. In *Imagens de satélite para estudos ambientais*.

Fonseca, L.M.G. 2000. Processamento digital de imagens. *Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)*. 105pp.

Forman, R.; GODRON, M. 1986. *Landscape ecology* (No. 574.4 F7654I Ej. 1 012184). John Wiley & Sons.

Garzon, C.E.; Mundial, B. 1984. *Water quality in hydroelectric projects; considerations for planning in tropical forest regions* (No. 20). BIRF.

Geist, H.J.; Lambin, E.F. 2001. What drives tropical deforestation. *LUCC Report series*, 4, 116.

Geist, H.J.; Lambin, E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 52(2), 143-150.

Guyot, J.L.; Wasson, J. G. 1994. Regional pattern of riverine dissolved organic carbon in the Amazon drainage basin of Bolivia. *Limnology and Oceanography*, 39(2), 452-458.

Guyot, J.L. 1992. *Hydrogéochimie des fleuves de l'Amazonie bolivienne* (Doctoral dissertation, Bordeaux 1).

Hess, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.M.; Barbosa, C.C.; Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote sensing of environment*, 87(4), 404-428.

Hess, L.L.; Melack, J.M.; Affonso, A.G.; Barbosa, C.; Gastil-Buhl, M.; Novo, E.M. 2015. Wetlands of the lowland Amazon basin: Extent, vegetative cover, and dual-season inundated area as mapped with JERS-1 synthetic aperture radar. *Wetlands*, 35(4), 745-756.

Junk, W.J. 1993. Wetlands of tropical South America. In *Wetlands of the world: Inventory, ecology and management Volume I* (pp. 679-739). Springer, Dordrecht.

Junk, W.J.; Mello, J. A. S. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos avançados*, 4(8), 126-143.

Junk, W.J.; Piedade, M. T. 2010. An introduction to South American wetland forests: distribution, definitions and general characterization. In *Amazonian floodplain forests* (pp. 3-25). Springer, Dordrecht.

Kaimowitz, D.; Angelsen, A. 1998. *Economic models of tropical deforestation: a review*. Cifor.

Kouwen, N., Soulis, E. D., Pietroniro, A., Donald, J., & Harrington, R. A. 1993. Grouped response units for distributed hydrologic modeling. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(3), 289-305.

Kiel, R. 2008. Detecção de mudanças no uso e na cobertura do solo em uma série temporal de imagens da região da campanha do Rio Grande do Sul. 203pp.

- Latrubesse, E.M. 2008. Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers. *Geomorphology*, 101(1-2), 130-145.
- Lesack, L. F.; Melack, J. M. 1995. Flooding hydrology and mixture dynamics of lake water derived from multiple sources in an Amazon floodplain lake. *Water Resources Research*, 31(2), 329-345.
- Melack, J.M.; Hess, L.L. 2010. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In *Amazonian floodplain forests* (pp. 43-59). Springer, Dordrecht.
- Meneses, P.R.; Almeida, T. D. 2012. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. *Brasília: UNB/CNPq*.
- Molinier, M. 1995. Régionalisation des débits du bassin amazonien: premiers résultats.
- Moreira, D.M. 2010. Rede de referência altimétrica para avaliação da altimetria por satélites e estudos hidrológicos na região amazônica.
- Nobre, C.A.; Sampaio, G.; Borma, L.S.; Castilla-Rubio, J.C.; Silva, J.S.; Cardoso, M. 2016. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(39), 10759-10768.
- Paiva, R. C., Collischonn, W., & Buarque, D. C. 2013. Validation of a full hydrodynamic model for large-scale hydrologic modelling in the Amazon. *Hydrological Processes*, 27(3), 333-346.
- Pinel, S., Bonnet, M. P., Santos Da Silva, J., Moreira, D., Calmant, S., Satgé, F., & Seyler, F. 2015. Correction of interferometric and vegetation biases in the SRTMGL1 spaceborne DEM with hydrological conditioning towards improved hydrodynamics modeling in the Amazon Basin. *Remote Sensing*, 7(12), 16108-16130.
- Prigent, C. 2010. Precipitation retrieval from space: An overview. *Comptes Rendus Geoscience*, 342(4-5), 380-389.
- 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.
- Rudorff, C. M.; Melack, J.M.; Bates, P.D. 2014. Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 1. Hydraulic controls on water elevation, inundation extent, and river-floodplain discharge. *Water Resources Research*, 50(1), 619-634.
- SATÉLITE, E.M.P. 2013. Satélites de Monitoramento. *Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite*. Disponível em: <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 08 nov. 2017
- Satgé, F., Bonnet, M. P., Gosset, M., Molina, J., Lima, W. H. Y., Zolá, R. P., ... & Garnier, J. 2016. Assessment of satellite rainfall products over the Andean plateau. *Atmospheric Research*, 167, 1-14.

- Silva, J.S. 2010. *Altimetria Espacial Em Zonas Úmidas Da Bacia Amazônica: Aplicações Hidrológicas*. Éditions universitaires européennes.
- Silva, J.S.; Calmant, S.; Seyler, F.; Rotunno Filho, O.C.; Cochonneau, G.; Mansur, W.J. 2010. Water levels in the Amazon basin derived from the ERS 2 and ENVISAT radar altimetry missions. *Remote sensing of environment*, 114(10), 2160-2181.
- Silva, J.S.; Calmant, S.; Seyler, F.; Moreira, D.M.; Oliveira, D.; Monteiro, A. 2014. Radar altimetry aids managing gauge networks. *Water resources management*, 28(3), 587-603.
- Silva Soito, J.L.; Freitas, M. A. V. 2011. Amazon and the expansion of hydropower in Brazil: Vulnerability, impacts and possibilities for adaptation to global climate change. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3165-3177.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In *The Amazon* (pp. 127-165). Springer, Dordrecht.
- Sippe, S.J.; Hamilton, S.K.; Melack, J.M.; Novo, E.M.M. 1998. Passive microwave observations of inundation area and the area/stage relation in the Amazon River floodplain. *International Journal of Remote Sensing*, 19(16), 3055-3074.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T; Calijuri, M.D.C. 1993. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In *Comparative reservoir limnology and water quality management* (pp. 25-55). Springer, Dordrecht.
- Tundisi, J.G.; Tundisi, T.M.; Rocha, O. 1999. Ecossistemas de águas interiores. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*, 3, 161-202.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. 2006. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*, 3, 203-240.
- Timpe, K.; Kaplan, D. 2017. The changing hydrology of a dammed Amazon. *Science advances*, 3(11), e1700611.
- Turner, M.; Carpenter, S. 1998. At last: a journal devoted to ecosystems. *Ecosystems*, 1(1), 1-4.
- Williams, D.L. Goward, S.; Arvidson, T. (2006). Landsat. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(10), 1171-1178.
- Wu, M., Schurgers, G., Ahlström, A.; Rummukainen, M.; Miller, P. A.; Smith, B.; May, W. 2017. Impacts of land use on climate and ecosystem productivity over the Amazon and the South American continent. *Environmental Research Letters*, 12(5), 054016
- Zurita-Arthos, L.; Mulligan, M. 2013. Multi-Criteria GIS Analysis and Geo-Visualisation of the Overlap of Oil Impacts and Ecosystem Services in the Western Amazon. *International Journal of Geoinformatics*, 9(2).