



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2012/08.14.10.45-TDI

RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS AMBIENTAIS E A DENSIDADE DE PIRARUCU NOS LAGOS DE VÁRZEA DE MAMIRAUÁ: UMA ANÁLISE MULTI-SENSOR

Adriana Gomes Affonso

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, e Helder de Lima Queiroz, aprovada em 03 de julho de 2012.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3CEP9QB>

INPE
São José dos Campos
2012

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):**Presidente:**

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2012/08.14.10.45-TDI

RELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS AMBIENTAIS E A DENSIDADE DE PIRARUCU NOS LAGOS DE VÁRZEA DE MAMIRAUÁ: UMA ANÁLISE MULTI-SENSOR

Adriana Gomes Affonso

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, e Helder de Lima Queiroz, aprovada em 03 de julho de 2012.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3CEP9QB>

INPE
São José dos Campos
2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Affonso, Adriana Gomes.
Af28r Relação entre parâmetros ambientais e a densidade de pirarucu nos lagos de várzea de Mamirauá: uma análise multi-sensor / Adriana Gomes Affonso. – São José dos Campos : INPE, 2012.
xxiv + 147 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/08.14.10.45-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012.

Orientadores : Drs. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, e Helder de Lima Queiroz.

1. Arapaima gigas. 2. Landsat. 3. ALOS. 4. planície de inundação. 5. Amazônica. 6. pesca. 7. manejo comunitário da pesca. I.Título.

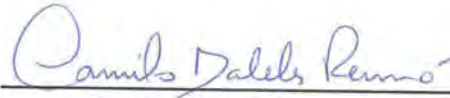
CDU 528.8:597.523(811.3)

Copyright © 2012 do MCT/INPE. Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida, armazenada em um sistema de recuperação, ou transmitida sob qualquer forma ou por qualquer meio, eletrônico, mecânico, fotográfico, reprográfico, de microfilmagem ou outros, sem a permissão escrita do INPE, com exceção de qualquer material fornecido especificamente com o propósito de ser entrado e executado num sistema computacional, para o uso exclusivo do leitor da obra.

Copyright © 2012 by MCT/INPE. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording, microfilming, or otherwise, without written permission from INPE, with the exception of any material supplied specifically for the purpose of being entered and executed on a computer system, for exclusive use of the reader of the work.

Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de **Doutor(a)** em
Sensoriamento Remoto

Dr. Camilo Daleles Rennó




Presidente / INPE / SJC Campos - SP

Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Helder Lima de Queiroz



Orientador(a) / IDSM/MCT / Belém - PA

Dr. Dalton de Morisson Valeriano



Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Maurício Camargo Zorro



Convidado(a) / IDSM/MCT / João Pessoa - PB

Dra. Rachel Bardy Prado



Convidado(a) / EMBRAPA / Rio de Janeiro - RJ

Este trabalho foi aprovado por:

maioria simples

unanimidade

Aluno (a): **Adriana Gomes Affonso**

São José dos Campos, 03 de Julho de 2012

Dedico a Isabela, minha filha querida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores Evlyn Novo e Helder Queiroz por confiarem e me ajudar em todos os momentos.

Agradeço ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, à Equipe de Pesca, e às Operações, pelos dados disponibilizados e pela logística em todos os campos.

Agradeço à FAPESP pela bolsa de doutorado (Processo: 2008/06661-0) e pelo financiamento desta pesquisa através do Projeto 2008/07537-1.

Agradeço ao INPE pela infraestrutura e a oportunidade.

Agradeço à Banca que aceitou participar de minha avaliação.

Agradeço a todos meus amigos pelo apoio durante esses últimos anos.

Agradeço a minha família, em especial a minha filha por aparentar compreender os momentos em que não estive com ela e sim trabalhando na tese.

RESUMO

O pirarucu (*Arapaima gigas*, Schinz 1822) é a maior espécie de peixe de água doce com escamas do mundo, podendo atingir mais de 3 metros de comprimento e 200 kg, sendo amplamente distribuído na bacia Amazônica. Essa espécie vem sendo explorada desde os períodos pré-coloniais, ficando mais escassa na década de 70 e considerada comercialmente extinta em algumas cidades na Amazônia. Atualmente ela é considerada “data deficiente” pela IUCN, mas já existem vários sinais de exaustão dos estoques pesqueiros na Amazônia Brasileira nos últimos 30 anos. Por este motivo, sua pesca é oficialmente proibida durante o “período de defeso” nos estados do Norte do país, e no Estado do Amazonas ela é proibida durante todo o ano, com exceção das áreas de cultivo ou de manejo, como na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM). A pesca do pirarucu é um elemento central da cultura e da economia das populações ribeirinhas amazônicas, representando 40% da captura total na RDSM, e a principal atividade econômica da região. Por este motivo a espécie tem sido alvo de ações de conservação, e objeto da pesca manejada no local de estudo. A identificação dos fatores que afetam a densidade dos pirarucus é de fundamental importância para a conservação da espécie e para o manejo sustentável da sua pesca. No entanto, a natureza dinâmica e complexa do ecossistema aquático amazônico torna difícil e adverso o seu estudo e, conseqüentemente, o entendimento dos processos e das inter-relações das estruturas e funções que o regem. Desta forma, o sensoriamento remoto, por possibilitar a visão sinóptica de grandes áreas em várias escalas de análise e o registro padronizado em várias escalas de tempo, integrado a outras fontes em sistemas de informações geográficas, possibilita uma análise espaço-temporal desse ecossistema complexo e fragmentado. Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi analisar a relação entre características ambientais da planície de inundação e a densidade de pirarucus nos lagos da RDSM, no período compreendido entre 1999 e 2009, a partir da análise e integração de dados derivados de diferentes tipos de sensores remotos (ópticos e de radar de abertura sintética), de sensores diretos, amostras de campo e da literatura pertinente. Os resultados mostraram que os lagos da Reserva Mamirauá são bastante heterogêneos com relação a um grande número de parâmetros abióticos avaliados (tanto morfológicos, quanto limnológicos e vegetacionais) que puderam ser detectados pelo sensoriamento remoto, e também heterogêneos quanto à distribuição da densidade de pirarucus, que não se distribui igualmente no espaço. Os lagos estudados foram agregados em classes de densidade, que foram também caracterizadas pelas suas características ambientais. Os dados demonstraram que a densidade de pirarucu para cada classe de densidade é influenciada de forma diferenciada pelas variáveis ambientais a cada ano (tais como área do lago, distância deste até o rio ou até outro corpo d’água mais próximo, proporção de restingas e chavascas nas suas margens, e, principalmente, a área de cobertura de macrófitas naqueles lagos). A natureza das relações entre tais parâmetros e as densidades de pirarucu, entretanto, ainda não estão claras devido a grande variância do sistema ao longo dos anos. Entretanto, foi possível concluir que a cobertura de macrófitas aquáticas no período da cheia pode influenciar o número de indivíduos de pirarucu no ano seguinte, com maior ênfase para os indivíduos mais jovens. A cobertura de macrófitas aumenta a probabilidade de sobrevivência dos pirarucus recém-eclóidos (ou “young-of-

the-year”) fornecendo a eles proteção e uma excelente fonte de alimento durante seus primeiros meses de vida. Dessa forma, 1,5 anos depois estes eventos, os pirarucus jovens (ou bodecos) que se beneficiaram daqueles ambientes serão incluídos na contagem anual do estoque, incrementando a densidade daqueles lagos. Os bancos de macrófitas representam ambientes-chave para a proteção e conservação desta espécie e também para a maioria das espécies de peixes da várzea amazônica, garantido ou incrementando o seu recrutamento biológico. Mudanças climáticas e distúrbios relacionados à pesca em grande escala que possam afetar a extensão da cobertura de macrófitas nos lagos de várzea da Amazônia podem representar uma ameaça imediata para a conservação e a pesca do pirarucu. No entanto, o mapeamento da cobertura de macrófitas por meio de dados de sensoriamento remoto pode ser uma ferramenta essencial no estabelecimento de planos de manejo da pesca sustentável do pirarucu.

RELATIONSHIP BETWEEN ENVIRONMENTAL PARAMETERS AND PIRARUCU ABUNDANCE IN MAMIRAUÁ VÁRZEA LAKES: A MULTI SENSOR APPROACH

ABSTRACT

The pirarucu (*Arapaima gigas*, Schinz 1822) is the biggest scaled freshwater fish in the world, reaching more than 3 m in length and 200 kg in weigh. It is widely distributed in the Amazon basin and has been exploited since pre-colonial times. It has become more scarce since the 70's, and it is now considered commercially extinct in some parts of the Amazon. Nowadays it is listed as "data deficient" by IUCN, but there are several signs of fish stocks exhaustion in the Brazilian Amazon over the past 30 years. For this reason, pirarucu fishery is officially banned during the time of "defeso" in the northern Brazilian states, and in the state of Amazonas it is prohibited throughout the year, with the exception of areas of cultivation or management, as the Mamirauá Sustainable Development Reserve. Pirarucu fishery is a key element of ribeirinho (rural inhabitants of Amazonian rivers margins) culture and economics, representing up to 40% of the total catch in Mamirauá Sustainable Development Reserve, the main economic activity in the region. For this reason this species has been the target of conservation actions, and the subject of managed fishery in the study area. Identifying the factors that affect the pirarucu density is essential for species conservation and for sustainable fishery management. However, the dynamic and complex nature of the Amazon aquatic ecosystem makes it difficult to study and, consequently, to understand the processes and interrelationships of the structures and functions that governs it. Thus, remote sensing, by allowing the synoptic view of large areas at various scales of analysis and standardized records in several time scales, integrated with other sources in geographic information systems provides a space-time analysis of this complex and fragmented ecosystem. In this context, the objective of this study was to analyze the relationship between the environmental characteristics of the floodplain lakes and pirarucu density found in these lakes at Mamirauá Sustainable Development Reserve between 1999 and 2009. It was possible through the analysis and integration of data derived from remote sensing images (optical and synthetic aperture radar), direct sensors, field samples and information from the literature. The results showed that Mamirauá lakes are quite heterogeneous in respect to a large number of abiotic parameters (morphological, limnological and vegetation types) that could be detected by remote sensing, as well as the pirarucu density, which is not evenly distributed in space. The studied lakes were grouped into classes of density, which were also characterized by their environmental characteristics. The data showed that pirarucu density for each lake class is influenced differently by environmental variables in each year (such as lake area, distance to the river or to another water body, the proportion of "restingas" and "chavascal" in its banks, and especially to the macrophyte coverage). However, the nature of this relationship is still unclear due to the large variance of the system over the years. Nevertheless, it was suggested that macrophyte coverage during the flood period will influence the number of pirarucu in the following year, mainly on juvenile pirarucu. Increased macrophyte cover might increase the probability of survival of the young-of-the-year, providing protection and an excellent food source during their first months of

life. Thus, 1.5 years after these events, the juvenile pirarucus (or bodecos), who benefited from those environments, will be included in the annual stock estimative, thus increasing the lake density. Macrophytes represent key-environments for the protection and conservation, not only for pirarucus, but for most fish species of the Amazon floodplain, increasing their biological recruitment. Climate change and disorders related to large-scale fishery that may affect the extent of macrophyte cover in the Amazon floodplain lakes may pose an immediate threat to the conservation and fishery of pirarucus. However, macrophyte mapping through remote sensing data can be an essential tool in establishing management plans for sustainable pirarucu fishery.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1- Pirarucu adulto capturado e exibido na Feira do Pirarucu Manejado em 2009 na cidade de Tefé/AM. O exemplar possuía 2 metros de comprimento e 107 kg. Foto: Amaral (2009).....	10
Figura 2.2- Pirarucus capturados no Setor Jarauá, na RDSM, em 2009. (A) detalhe das escamas e da coloração, e (B) boca super-obliqua, mas sem a língua, que havia sido cortada. Foto: Affonso (2009).....	10
Figura 3.1- Mapa do Brasil com a localização da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RSDM) (em amarelo) e as cidades de Tefé e Manaus (imagem superior). Vista ampliada de um mosaico de imagens Landsat TM, com a RDSM (linha azul clara), e a região de estudo, no caso o Setor Jarauá (linha vermelha).	28
Figura 3.2- Imagem Landsat 10/9/2007 ampliada com a localização da região de estudo, no caso o Setor Jarauá (linha vermelha).	29
Figura 3.3- Variação do nível da água no período de Janeiro de 2007 a Janeiro de 2011 derivada da medição da régua localizada no Lago Mamirauá, na RDSM. Os períodos coloridos indicam as fases do ciclo hidrológico: seca (vermelho), enchente (verde), cheia (azul) e vazante (amarelo).	31
Figura 3.4- Média mensal da Radiação solar (W/m ²) e Precipitação (mm) na área de estudo no período de 2000 a 2006. Fonte: adaptado de Ceballos et al, 2004 e NASA, 2009.	32
Figura 3.5- Fotos da Comunidade São Raimundo do Jarauá, na RDSM, em quatro períodos diferentes: cheia de 2009 (26/05/2009) (A), vazante de 2009 (15/07/2009) (B), seca de 2009 (15/11/2009) (C) e seca de 2010 (5/09/2010) (D). Fotos: Affonso (2009, 2010).....	33
Figura 3.6- Fotos aéreas e de campo da comunidade São Raimundo do Jarauá, na RDSM, durante a seca de 2010 (A e B), a cheia de 2009 (C), e na seca de 2009 (D). Em destaque nas figuras A e B: a escola municipal (mesma da figura 3.5), o flutuante da foto D, e em vermelho a entrada da Ressaca do Itu, destacada na foto C durante a cheia de 2009. Fotos A e B: Acervo Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (2010), e fotos C e D: Affonso (2009)	34
Figura 3.7- Vista aérea de uma região de chavascal à frente e ao fundo a região de floresta de restinga, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. Foto: Arraut (2008).....	35
Figura 3.8- Fluxograma da metodologia adotada.....	36
Figura 3.9- Imagem Landsat/TM de 28/9/2008, e os tipos de ambientes estudados. Em destaque são alguns exemplos dos lagos (setas vermelhas), ressacas (setas rosas), o paraná (canal principal) (seta preta), e os Rios Solimões e Japurá.....	38
Figura 3.10- Quartis de densidade de pirarucu nos lagos. Primeiro Quartil: 0,04 à 1,09 ind/ha (laranja), segundo quartil: 1,21 à 3,53 ind/ha (marrom),	

terceiro quartil: 3,78 à 8,41 ind/ha (rosa), quarto quartil: 9,39 à 45,66 ind/ha (azul).....	40
Figura 3.11- Taxa média de variação do nível da água no ano de 2009, e o período de início e final da vazante são indicados.	42
Figura 3.12- Média temporal (1990 à 2011) e a Média de Longo Prazo do nível da água da região de estudo.	43
Figura 3.13- Banda 4 da imagem Landsat 5 TM de 28/9/2008, com as estações de amostragem completa (A) e incompleta (B).	45
Figura 3.14- Variação do nível da água (metros acima do nível do mar), derivadas das medições da régua localizada no Lago Mimirauá, durante as campanhas de campo de 2008, 2009 e 2010 e os respectivos valores do nível da água no início e no final de cada missão de campo.....	46
Figura 3.15- Termo sensores, modelo DS1921H, manufaturado por Maxim Integrated Products.....	48
Figura 3.16- Imagem de radar do ALOS/SCANSAR com a localização (em vermelho) dos Ibuttons instalados em campo (a esquerda) e Ibuttons instalados nas árvores em campo na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mimirauá (a direita)..	49
Figura 3.17- Nível da água (m) e data de cada imagem de radar utilizada no período de 14/11/2006 a 7/7/2009. Em vermelho as imagens representativas do período da seca, em azul da cheia e em laranja a enchente e a vazante.....	53
Figura 3.18- Nível da água no período de 1 de janeiro à 31 de dezembro nos anos de 1999, 2000, 2001, 2002 e 2004. A data da imagem representativa da seca encontra-se detalhado para cada ano (triângulo).....	61
Figura 3.19- Nível da água no período de 1 de janeiro à 31 de dezembro nos anos de 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009. Data da imagem (triângulo).	31
Figura 4.1 Gráfico box-plot da transparência da água (metros) em função da fase da hidrógrafa, ano e local de coleta.....	67
Figura 4.2- Gráfico box-plot da temperatura da água (°C) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.	68
Figura 4.3- Gráfico box-plot da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.	68
Figura 4.4- Gráfico box-plot do pH em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta	69
Figura 4.5- Gráfico box-plot da turbidez (NTU) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.....	69
Figura 4.6- Gráfico box-plot da concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.	70
Figura 4.7- Gráfico box-plot da concentração do material inorgânico em suspensão (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.....	70
Figura 4.8- Gráfico box-plot da concentração do material orgânico em suspensão (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.....	71
Figura 4.9- Gráfico box-plot da concentração da clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{L}$) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.	71

Figura 4.10- Gráfico box-plot da concentração de do nitrogênio total (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.....	72
Figura 4.11- Gráfico box-plot da concentração de fósforo total (µg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.....	72
Figura 4.12- Gráfico box-plot da concentração de carbono inorgânico dissolvido (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.....	73
Figura 4.13- Gráfico box-plot da concentração de carbono orgânico dissolvido (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.....	73
Figura 4.14- Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 10/09/2007 (seca). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em amarelo, lagos mais secos, repletos de macrófitas, em sua fase terrestre. Em azul e vermelho, lagos e respectivos canos mais secos.....	78
Figura 4.15- Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 18/11/2009 (seca). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em amarelo e vermelho, lagos mais secos, repletos de macrófitas, em sua fase terrestre, e solo exposto. Em azul, dois dos maiores lagos com a água branca	79
Figura 4.16- Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 15/03/2003 (enchente). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em vermelho, é um dos canais que faz conexão ao Rio Solimões. Em amarelo e azul, destacado pelas setas, lagos que começam a ser invadidos pela água dos rios principais.....	80
Figura 4.17- Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 10/06/1997 (cheia). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em vermelho, é um dos canais que faz conexão ao Rio Solimões. Em amarelo, uma região muito dinâmica, e que no momento, está coberta de água preta e com novos bancos de macrófitas ao redor. Em azul, o canal de conexão do Paraná do Jarauá com o Lago Buá Buá.....	82
Figura 4.18- Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 15/9/2001 (vazante). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em azul, é um dos canais que faz conexão ao Rio Solimões. Em vermelho, duas regiões muito dinâmicas, e que no momento, estão cobertas de água preta e com os bancos de macrófitas senescente ao redor. Em verde, o canal de conexão do Paraná do Jarauá com o Lago Buá Buá	83
Figura 4.19: Exemplo de lagos mapeados na área de estudo.....	85
Figura 4.20: Tipo de forma dos lagos: Alongada direta (roxo), Alongada simples (azul), Circular (vermelho), Composto (verde).....	86

Figura 4.21: Índice de Expansão do Lago, onde: 1: Lago expansivo; 2: Lago médio expansivo; 3: Lago pouco expansivo e 4: Lago não expansivo.	88
Figura 4.22: Regressão entre a área inundada total na zona tampão dos lagos e o nível da água no mesmo período.	90
Figura 4.23: Porcentagem de lagos com as margens alagadas em cada data no período de 2006 à 2009 e no eixo secundário o nível da água em cada data.	91
Figura 4.24: Distribuição espacial do alagamento da floresta ao longo do ano hidrológico de 2006 à 2007. Em vermelho estão destacados os lagos estudados (Mapas de inundação adaptados de Hess et al., 2011)	92
Figura 4.25: Distribuição espacial do alagamento da floresta ao longo do ano hidrológico de 2007 à 2008. Em vermelho estão destacados os lagos estudados. (Mapas de inundação adaptados de Hess et al., 2011)	92
Figura 4.26: Variação da média normalizada do nível da água mensal nos anos de 1995, 1999, 2006 à 2009 e média normalizada.....	93
Figura 4.27: Nível da água nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009.	95
Figura 4.28: Mapa de cobertura do solo para a região de estudo. Adaptado de Hess et al., 2011.	98
Figura 4.29: Exemplo de uma área do mapa de cobertura dos lagos de 24 de julho de 2007, período de cheia.	101
Figura 4.30: Porcentagem de espelho d'água no período de cheia de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.	104
Figura 4.31: Porcentagem de água aberta no período de seca de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.	105
Figura 4.32: Porcentagem de macrófitas no período de cheia de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.	105
Figura 4.33: Porcentagem de macrófitas no período de Seca de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.	106
Figura 4.34: Porcentagem de solo exposto no período de Seca de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.....	106
Figura 4.35: Classe de densidade dos lagos: Classe 1: densidade muito baixa (laranja) Classe 2: densidade baixa (azul); Classe 3: densidade média (roxo); Classe 4: densidade alta (vermelho).....	107
Figura 4.36: Variação da densidade média anual de pirarucu (soma de jovens e adultos) para cada classe de densidade no período de 1999 à 2009 e os valores de r^2 dos modelos de regressão gerados.	117
Figura 4.37: Amplitude de variação do nível da água no período de 1999 à 2010. ...	123
Figura 4.38: Duração da vazante (dias) em cada ano no período de 1999 à 2009.	123
Figura 4.39: Gráfico de regressão entre a área de macrófita na cheia do ano anterior e a abundância de bodecos (número de indivíduos) no ano posterior.	126
Figura 4.40: Gráfico de regressão entre a área de macrófita na cheia do ano anterior e a abundância de pirarucu (número de indivíduos) no ano posterior.	126

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 2.1- Características do PALSAR	23
Tabela 3.1- Descrição dos tipos de ambientes estudados na planície de inundação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá	37
Tabela 3.2- Número de pontos amostrais por tipo de amostragem nas diferentes datas de amostragem de campo	45
Tabela 3.3- Frequência de observações (N) dos valores de variância da temperatura da água registrados pela cadeia de termistores no SIMA, em 0,3, 1, 3 e 15 metros de profundidade, e a porcentagem em relação ao número total das amostras	51
Tabela 3.4- Frequência de observações (N) dos valores de variância da temperatura do ar em dois diferentes sensores, e a porcentagem em relação ao número total das amostras	51
Tabela 3.5- Nível da água em cada data das imagens de radar utilizadas	53
Tabela 3.6- Classe das datas de início da enchente e final da vazante a partir dos mapas de floresta inundada fornecidos por Hess et al. 2011	54
Tabela 3.7- Imagens ALOS/PALSAR utilizadas, órbitas, cenas, modo, resolução espacial, data de aquisição e nível da água derivado da régua localizada no Rio Solimões na cidade de Tefé.....	55
Tabela 3.8- Meses inundados por ano expresso através do quartil do nível da água derivado da régua de Tefé do período de 1996 à 2009 e as classes de inundação representadas por numero de meses inundados. (Fonte:Hess et al., 2011)	56
Tabela 3.9- Data das imagens Landsat/TM selecionadas e o nível da água em cada data de cheia (C) e seca (S) da hidrógrafa.....	58
Tabela 3.10- Tipo, descrição e uma imagem de exemplo dos tipos de lagos.....	63
Tabela 3.11- Número de variáveis qualitativas e quantitativas utilizadas nesse estudo	64
Tabela 4.1: Teste de duas amostras Kolmogorov-Smirnov (D_{max}) entre as fases da hidrógrafa, lagos e grandes rios para os seguintes parâmetros: temperatura, transparência da água, condutividade elétrica, pH e turbidez. $D_{max} > D_{min}$ variáveis apresentam distribuições diferentes	74
Tabela 4.2: Teste de duas amostras Kolmogorov-Smirnov (D_{max}) entre as fases da hidrógrafa, lagos e grandes rios para os seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido, material inorgânico e orgânico em suspensão, clorofila-a, nitrogênio, fósforo, carbono inorgânico e orgânico dissolvido. $D_{max} > D_{min}$ variáveis apresentam distribuições diferentes.	75

Tabela 4.3: Número de lagos, desenvolvimento perimetral (Dp) médio, mínimo e máximo, e área média, mínima e máxima, por forma de lago.	87
Tabela 4.4: Número de lagos para cada IEL de acordo com a sua forma.	89
Tabela 4.5: Número de lagos para cada classe nos períodos de enchente e vazante nos dois ciclos do pulso de inundação, 2006 a 2007 e 2007 a 2008. Os números de 1 a 4 indicam a classe correspondente ao período em que ocorreu o início da enchente e o final da vazante.	93
Tabela 4.6: Número de lagos conforme a classe da enchente e vazante nos dois ciclos, 2006 a 2007 e 2007 a 2008, para cada tipo de forma do lago. Onde os números de 1 a 4 indicam a classe de vazante e enchente.	96
Tabela 4.7: Número de lagos por classe da enchente e vazante nos dois ciclos, 2006 a 2007 e 2007 a 2008, para cada classe do Índice de expansão dos Lagos (IEL). Onde os números de 1 a 4 indicam a classe de vazante e enchente.	97
Tabela 4.8: Área total (hectares) e porcentagem das classes de uso e cobertura da terra mapeadas na zona tampão dos lagos estudados.	98
Tabela 4.9 Número de lagos para cada combinação de tipo de vegetação predominante em relação à forma do lago. Onde Predo1: vegetação mais predominante e Predo2: segundo tipo de vegetação predominante.	100
Tabela 4.10: Número de lagos 100% cobertos por macrófita, nuvem e solo exposto nas diferentes fases da hidrógrafa no período de 1999 a 2009, e o nível da água em cada data.....	102
Tabela 4.11: Porcentagem da área total dos lagos para cada classe em cada fase da hidrógrafa por ano.	103
Tabela 4.12: Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão da área dos lagos por classe de densidade.	108
Tabela 4.13: Número de lagos conforme o Índice de Expansividade do Lago por classe de densidade.	108
Tabela 4.14: Número de lagos por tipo de forma e desenvolvimento perimetral (Dp) mínimo (Min) e máximo (Max) para cada Classe de densidade. ..	109
Tabela 4.15: Número de lagos para cada combinação de tipo de vegetação predominante em relação a classe de densidade. Onde Predo1: vegetação mais predominante e Predo2: segundo tipo de vegetação predominante.	110
Tabela 4.16: Valores mínimos, máximos e médios das distâncias (metros) entre o lago e o corpo d'água mais próximo, ao Rio Solimões, Rio Japurá e ao Paraná do Jarauá.	111
Tabela 4.17: Valores mínimos, máximos e médios da porcentagem de datas inundadas para 1 ano hidrológico (2006 à 2007 e 2007 à 2008) e 2,5 anos hidrológicos (2006 à 2009).	112
Tabela 4.18: Densidade máxima (D.max), número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens (bodeco) e adultos (pirarucu) para cada ano nos lagos de Classe 1 (densidade super baixa). Unidade de densidade: ind/hectare.	113

Tabela 4.19: Densidade máxima (D.max), densidade mínima (D.Min) número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens (bodeco) e adultos (pirarucu) para cada ano nos lagos de Classe 2 (baixa densidade). Unidade de densidade: ind/hectare.	114
Tabela 4.20: Densidade máxima (D.max), densidade mínima (D.Min) número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens (bodeco) e adultos (pirarucu) para cada ano nos lagos de Classe 3 (média densidade). Unidade de densidade: ind/hectare.	115
Tabela 4.21: Densidade máxima (D.max), densidade mínima (D.Min) número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens (bodeco) e adultos (pirarucu) para cada ano nos lagos de Classe 4 (alta densidade). Unidade de densidade: ind/hectare. .	116
Tabela 4.22: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de muito baixa densidade (Classe 1) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e o $r \geq 0,514$, para um $n=15$	120
Tabela 4.23 Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de baixa densidade (Classe 2) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e o $r \geq 0,514$, para um $n=15$. .	120
Tabela 4.24: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de média densidade (Classe 3) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e o $r \geq 0,532$, para um $n=14$	121
Tabela 4.25: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de alta densidade (Classe 4) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e o $r \geq 0,532$, para um $n=14$	121
Tabela 4.26: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a abundância de indivíduos jovens, adultos e da soma total e a área de macrófita nas fases de cheia e seca analisadas ano a ano e com uma diferença de 1 ano. Adotou-se o nível de significância de 0,05 e o $r \geq 0,576$ para um $n=10$	125
Tabela A1 : Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de espelho d'água na cheia no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.	155
Tabela A2 : Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de espelho d'água na seca no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.	155

Tabela A3 : Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de cobertura de macrófitas na cheia no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.	155
Tabela A4 : Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de cobertura de macrófitas na seca no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.	156
Tabela A5: Coeficientes de correlação significativos (em vermelho) entre a densidade de bodeco (indivíduos jovens), pirarucu (adultos) e de ambos de todos os lagos em todos os anos e o logaritmo da densidade dos mesmos com todas as variáveis ambientais em todos os anos adotando o nível de significância de 0,05 e o $r \geq 0,098$, para um $n=454$. As variáveis que não tiveram correlação significativa com nenhuma densidade foram excluídas da tabela.	157

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

RDSM	Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá
JERS-1	Japanese Earth Resource Satellite 1
Landsat	Land Remote Sensing Satellite
ALOS	Advanced Land Observing Satellite
TiBs	Thermochrons iButton

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO	1
1.1. Delineamento do trabalho	5
1.2. Objetivos	6
1.2.1. Geral	6
1.2.2. Específicos	6
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	9
2.1. A espécie	9
2.2. A planície de inundação Amazônica	13
2.3. Caracterização do habitat	17
3 MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1. Área de estudo	27
3.1.1. Características da área de estudo	30
3.2. Procedimentos Metodológicos	36
3.2.1. Dados de contagem de pirarucu	36
3.2.1.1 Seleção e preparação dos dados de contagem	39
3.2.2 Dados de nível da água	41
3.2.3. Caracterização limnológica dos lagos	44
3.2.4. Caracterização do habitat	46
3.2.4.1. Caracterização da área de floresta inundada	48
3.2.4.1.1. Réguas fluviométricas	48
3.2.4.1.2 Determinação da área de floresta inundada derivada das imagens ALOS/PALSAR	52
3.2.4.2. Caracterização do uso e da cobertura da terra	55
3.2.4.2.1. Classificação das imagens de radar	57
3.2.4.3. Determinação da extensão de macrófitas, da dinâmica do espelho de água, morfologia lacustre e distância aos corpos d'água	57
3.2.4.3.1 Caracterização da extensão de macrófitas e da dinâmica do espelho d'água	59
3.2.4.3.2. Limite dos lagos e Índice de Expansão dos Lagos	59
3.2.4.3.3. Área e desenvolvimento perimetral	61
3.2.4.3.4 Tipo e forma dos lagos	62
3.2.4.3.5 Cálculo da distância dos lagos aos corpos d'água	63
3.3. Análise das relações entre os fatores ambientais e a abundância relativa (densidade) de pirarucu	64
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
4.1. Caracterização limnológica	67
4.2. Morofologia Lacustre	85
4.3. Dinâmica de inundação	90

4.4.	Caracterização da cobertura da terra	97
4.5.	Caracterização da dinâmica do espelho d'água e das macrófitas	101
4.6.	Densidade do pirarucu nos lagos de Mamirauá.....	107
4.7.	Análise da variação anual na densidade do pirarucu	113
4.8.	Análise das relações entre as características ambientais e a abundância relativa (densidade) de pirarucu.....	118
4.8.1.	Correlação entre a densidade de pirarucu de todos os lagos e as variáveis ambientais para todos os anos.....	118
4.8.2.	Correlação entre a densidade de pirarucu de todos os lagos e as variáveis ambientais por ano..	118
4.8.3.	Correlação entre a densidade de pirarucu por classe de densidade (muito baixa, baixa, média e alta densidade) e as variáveis ambientais por ano	118
4.8.4.	Correlação entre a soma total dos indivíduos de pirarucu (dividida entre jovens, adultos e ambos) de todos os lagos e a área de macrófita de todos os lagos na fases de cheia e seca no período de 1999 à 2009.	125
5	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	129
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	132
	APÊNDICE A	145

1 INTRODUÇÃO

A exploração da várzea amazônica pela população ribeirinha está originalmente associada à pesca e à agricultura em pequena escala. Apesar das mudanças ocorridas no modo de exploração convencional da várzea, com a exploração madeireira, a introdução de animais de criação em grande escala, o plantio de pastagens exóticas e a criação de hidrelétricas de grande porte, a pesca continua sendo a atividade econômica mais importante, constituindo-se na principal fonte de proteína animal da população local, gerando empregos diretos e indiretos na produção e comercialização de seus insumos (JUNK, et al., 2007; MARSHALL. et al., 2008). A pesca na Amazônia é caracterizada pela sua complexa pluralidade. Os diferentes tipos de usuários empregam uma enorme variedade de apetrechos e estratégias de pesca para explorar uma grande diversidade de espécies. A escolha das espécies é determinada pela oferta e demanda do mercado e pela disponibilidade com que ocorrem nos diversos habitats da bacia acessíveis à pesca, segundo a dinâmica do ciclo hidrológico (BARTHEM, FABRÉ, 2004; SANTOS, SANTOS, 2005; BATISTA, PETRERE , 2007).

A Amazônia é a terceira região mais produtiva em pescado (marinho e continental) do país, e a primeira em pesca continental, sendo responsável por 55% da produção nacional de pescado de água doce (MPA, 2009). Em 2009, o norte do país produziu aproximadamente 240 mil toneladas de pescado, sendo 130 mil/ton somente de peixe de água doce (MPA, 2009). O consumo per capita do pescado pelas populações ribeirinhas representa o maior valor mundial, com um consumo diário de 369 g ou 134,7 kg/ano e 490-600 g/dia ou 178,9-219 kg/ano no Médio e Baixo Rio Solimões, respectivamente (CERDEIRA et al., 1997; BATISTA et al., 2004). O número total de espécies exploradas pela pesca comercial e de subsistência ainda não é totalmente conhecido, pois novas espécies estão sendo descritas (LUNDBERG; AKAMA, 2005, GARAVELLO, 2005), e outras que são desembarcadas nos mercados não são corretamente identificadas (BARTHEM; FABRÉ, 2004). Estimativas mostram que aproximadamente 400 espécies de peixes são exploradas pela pesca ornamental e mais de 200 pela pesca comercial e de subsistência (BARTHEM, 1995; SANTOS; SANTOS, 2005). No entanto, 80% dos desembarques nos principais portos da região são representados por 6 a 12 grupos de espécies de peixes (BARTHEM; FABRÉ, 2004), devido a sua maior aceitação e preço no mercado. Provavelmente, algumas delas já se encontram sobreexploradas, tais como o tambaqui (*Colossoma macropomum*) (ISAAC;

RUFFINO, 1996; SOUZA; FREITAS, 2011) e o pirarucu (*Arapaima gigas*) (GOULDING, 1996; QUEIROZ, 2000; CASTELLO; STEWART, 2010).

O pirarucu (*Arapaima gigas*, Schinz 1822) é o maior peixe de água doce com escamas do mundo, podendo atingir mais de 3 metros de comprimento e 200 kg, sendo amplamente distribuído na bacia Amazônica (WOOTTON, 1990). O pirarucu tornou-se muito vulnerável à pesca por ser um peixe de carne saborosa e por possuir uma respiração mista (aquática e aérea). Desde o século XIX o pirarucu vem sendo muito explorado (VERÍSSIMO, 1970; MARTINELLI; PETRERE JR. 1999), o que o incluiu na lista de espécies protegidas do Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e da Fauna Selvagens em perigo de extinção (CITES - Convention on International Trade of Wild Fauna and Flora Species). Esse peixe vem sendo explorado desde os períodos pré-coloniais, muito embora os registros mais sistemáticos datem do final do século XIX, quando foi calculada sua produção anual na cidade de Belém em 1282 toneladas (VERÍSSIMO, 1895; QUEIROZ, 2000). Na década de 70 a espécie ficou mais escassa, sendo considerada comercialmente extinta em algumas cidades na Amazônia (GOULDING, 1980; BAYLEY; PETRERE JR., 1989).

Para reverter esse quadro, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) estabeleceu o tamanho mínimo de captura em 150 cm e, em 1990, determinou o período de defeso para reprodução de 1º de dezembro a 31 de maio (Portarias nº. 480 de 04/03/91 e nº 8 de 02/02/96 do IBAMA). Em 1996 foi aprovada nova medida mais restritiva, com a proibição de qualquer tipo de captura e venda de pirarucus no estado do Amazonas (Portaria 8/96), no período compreendido entre 1º de junho e 30 de novembro, uma tentativa de impedir a pesca do pirarucu durante todo o ano no estado do Amazonas. Apesar dos esforços, a pesca ilegal da espécie continua até hoje ao longo de toda a sua área de distribuição natural.

Em 1999, o IBAMA autorizou a captura de pirarucu exclusivamente nas áreas de cultivo ou de manejo (Instrução Normativa 001/99, processo nº 02141/98-20), como na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), que desde então vem executando o manejo sustentável da pesca do pirarucu dos ambientes da reserva (VIANA et al. 2007). O plano de manejo do pirarucu na RDSM determina as cotas a serem pescadas por uma dada comunidade em seu setor de uso, com base na estimativa da abundância determinada pela contagem dos indivíduos de pirarucu em cada ambiente no ano anterior (CASTELLO, 2004). São então removidos, no ano consecutivo, até

30% dos adultos, sendo o restante dos adultos mantidos para assegurar a reprodução e a continuidade da população (VIANA et al. 2007). Estas cotas conservativas diminuíram a pressão de pesca sobre o estoque, contribuindo para a sua rápida recuperação e levaram a um aumento de aproximadamente 200% da abundância de pirarucu nos lagos da Reserva (VIANA et al., 2007; ARANTES et al., 2006).

No entanto, a pressão pesqueira não é o único fator que influencia a abundância de peixes num corpo d'água. Outros fatores, tais como as características do habitat (JOWETT; RICHARDSON, 2003; ROWE et al., 2009), a geologia e o uso da terra (NELSON et al. 1992; PORTER et al. 2000; SREEKANTHA, et al. 2007), interferem na distribuição e abundância dos peixes. Embora ainda não haja consenso sobre a importância relativa desses vários fatores, a abundância já foi associada às necessidades fisiológicas, comportamentais e à disponibilidade de habitats (Werner, 1986), à complexidade de habitat (VENUPOGAL; WINFIELD, 1993; GRATWICKE; SPEIGHT, 2005), à competição e predação (MATTHEWS, 1998; HEINLEIN et al., 2010). Há estudos que indicam a relevância de variáveis abióticas (pH, oxigênio, turbidez e profundidade) (TEJERINA-GARRO et al., 1998; SÚAREZ et al., 2004; PLISNIER, et al., 2009) e bióticas (presença de macrófitas aquáticas) como reguladoras da distribuição de peixes nas planícies de inundação tropicais, influenciando na seleção dos habitats e nas relações ecológicas entre os peixes (GOULDING, 1980; SANCHEZ-BOTERO; ARAUJO-LIMA, 2001; THOMAZ; CUNHA, 2010). Dessa forma, o entendimento dos efeitos da heterogeneidade ambiental sobre a abundância do recurso pesqueiro é fundamental para o seu manejo, pois este parece ser um dos fatores determinantes nas oscilações de abundância do recurso (BAYLEY; PETRERE, 1989; GOULDING, et al., 1996; BARTHEM; FABRÉ, 2004).

Contudo, a natureza dinâmica e complexa do ecossistema aquático amazônico torna difícil e adverso o seu estudo e, conseqüentemente, o entendimento dos processos e das inter-relações das estruturas e funções que o regem. Deste modo, o sensoriamento remoto possibilita uma análise espaço-temporal desse ecossistema complexo e fragmentado, por permitir a visão sinóptica de grandes áreas em várias escalas de análise e realizar o seu registro padronizado em várias escalas de tempo, integrado a outras fontes de dados em sistemas de informação geográfica. Diversos estudos relacionados à várzea Amazônica demonstraram a aplicabilidade dos sensores remotos no mapeamento da vegetação inundada e da extensão da inundação (MERTES et al.,

1995; NOVO; SHIMABUKURO, 1997; HESS et al., 2003, WITTMAN et al., 2002), na quantificação do desflorestamento na planície de inundação (AFFONSO et al., 2007; RENÓ, 2011), na investigação das variações espaciais e temporais da qualidade da água (NOVO; SHIMABUKURO, 1994; NOVO et al., 1995; NOVO et al., 2004; CARVALHO, 2003; MARTINEZ et al., 2004; BARBOSA, 2005; NOVO et al., 2006; RUDORFF et al., 2007), na distribuição espacial de macrófitas aquáticas (COSTA; TELMER, 2006; SILVA et al. 2010) e ainda na compreensão da migração do peixe boi amazônico (*Trichechus inunguis*) por meio da análise da estrutura e da dinâmica da paisagem de seu habitat natural (ARRAUT et al., 2010).

Em relação aos recursos pesqueiros, o sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas já são amplamente utilizados no ambiente marinho (BUTLER, et al., 1988; SIMPSON, 1992; SANTOS, 2000; SHERMAN et al., 2011). Os produtos derivados das imagens de temperatura e de produtividade primária nos oceanos permitem a identificação de áreas potenciais de pesca, detecção de florações de algas, seleção de áreas para aquicultura, identificação e restrição de áreas de pesca, previsão de regiões potenciais de desova, e também o mapeamento do habitat. Essas informações são integradas de modo a estabelecer relações entre o ambiente e as espécies marinhas, fornecendo a base científica para o manejo sustentável das espécies (MEADEN; KAPETSKY, 1991; ZAGAGLIA, et al. 2004; KOURTI, et al., 2005; KUMARI et al., 2009; STUART, et al., 2011).

Entretanto, na região Amazônica, estudos desta natureza são praticamente inexistentes, seja pela complexidade do ambiente, seja pela falta de informações georreferenciadas sobre o desembarque pesqueiro. Souza (2005) utilizou imagens do sistema de radar de abertura sintética do satélite JERS-1, adquiridas em duas fases do pulso de inundação (seca de 1995 e cheia de 1996), para estudar os recursos pesqueiros da região central da Amazônia. Essas imagens permitiram que fossem mapeados a floresta alagada e os limites do espelho d'água (HESS et al. 2003). Seus resultados permitiram concluir que o rendimento pesqueiro dos 10 lagos amostrados era maior nos de menor superfície do espelho d'água, e também nas regiões com maior área de floresta alagada. Apesar de o estudo ter apresentado análises relevantes para o entendimento da variabilidade espacial do rendimento pesqueiro, ele não abordou a variação interanual do rendimento, pois analisou apenas duas fases diferentes do ciclo hidrológico, seca e cheia (sem réplicas), que apresentam diferentes rendimentos pesqueiros. Durante a cheia os peixes estão

dispersos pela floresta alagada, sendo o rendimento pesqueiro muito menor do que na seca, quando os peixes estão concentrados em ambientes aquáticos de menor área e volume, o que torna mais fácil a sua captura. Além disso, aquele estudo não considerou outras variáveis passíveis de ser derivadas de imagens de radar, como a distribuição de macrófitas aquáticas (COSTA; TELMER, 2006; SILVA et al. 2010) e o tipo de uso e cobertura da terra nas margens dos lagos (KASISCHKE, et al., 1997; WALKER et al., 2010; PRADO et al., 2010), aspectos estes muito importantes na distribuição e abundância de peixes nos lagos da planície de inundação amazônica (PETRY et al., 2003; SANCHEZ-BOTERO et al., 2008).

Esta pesquisa visa preencher algumas lacunas identificadas anteriormente, com o objetivo de estudar a relação entre características ambientais da planície de inundação e a densidade de pirarucus nos lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, no período compreendido entre 1999 e 2009, a partir da análise e integração de dados derivados de diferentes tipos de sensores remotos (ópticos e de radar de abertura sintética), de sensores diretos, amostras de campo e da literatura pertinente.

1.1. Delineamento do trabalho

Esse trabalho propõe a aquisição e análise de informações que caracterizam o habitat do pirarucu, ampliando o conhecimento de seu papel sobre a abundância relativa da espécie e subsidiando seu manejo sustentável.

I) Problema

O pirarucu é uma espécie de peixe considerada como “data deficient” (quando a informação disponível não é suficiente para uma avaliação adequada do estado de conservação) (IUCN, 1996) sendo explorada desde períodos pré-coloniais. O manejo da pesca dessa espécie vem sendo realizado com êxito desde 1999 na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. No entanto, não há informações sobre as características do habitat que controlam a variabilidade espacial e temporal da distribuição e abundância dessa espécie nos lagos de várzea. O entendimento das relações entre as características do habitat e a variabilidade da abundância do pirarucu pode contribuir para o estabelecimento de novas diretrizes no plano de manejo da sua exploração nessa e em outras regiões.

II) Pergunta

Que características locais do habitat estão relacionadas com a densidade de pirarucu nos lagos da planície de inundação da Reserva Mamirauá?

III) Premissas

- a várzea inundada atua como fonte de alimento, nidificação e refúgio contra predadores para diversas espécies de peixes,

- a extensão, duração e intensidade da inundação afetam a distribuição e abundância dos recursos e conseqüentemente das comunidades de peixes,

- os dados de sensoriamento remoto permitem quantificar o efeito do pulso de inundação sobre a variabilidade espacial e temporal dos recursos do habitat.

IV) Hipótese

A densidade do pirarucu (*Arapaima gigas*) nos lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, está relacionada não apenas à intensidade da pressão de pesca, mas também a variáveis abióticas e bióticas passíveis de serem monitoradas com imagens de sensores remotos.

1.2. Objetivos

1.2.1. Geral

Face ao exposto, o objetivo geral dessa pesquisa é analisar as relações entre características do habitat dos lagos da planície de inundação (forma do lago, duração e extensão da cobertura de macrófitas aquáticas e da inundação, tipo de cobertura da terra das margens e propriedades físicas, químicas e biológicas da água) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, e a densidade do pirarucu, a partir da análise de dados de diferentes sensores remotos e de dados de campo integrados em sistemas de informações geográficas.

1.2.2. Específicos

- 1) Analisar a relação entre a densidade de pirarucu (jovens, adultos e o ambos) dos lagos e as variáveis ambientais para todos os anos.

- 2) Analisar a relação entre a densidade de pirarucu (jovens, adultos e o ambos) por classe de densidade (muito baixa, baixa, média e alta densidade) e as variáveis ambientais para todos os anos,
- 3) Analisar a relação entre o total dos indivíduos de pirarucu (jovens, adulto e ambos) de todos os lagos e a área de macrófita de todos os lagos nas fases de cheia e seca no período de 1999 à 2009.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. A espécie

O pirarucu (*Arapaima gigas*, Schinz 1822), pertence à Ordem Osteoglossiformes, da família Osteoglossidae, da subfamília Heterotidinae sendo a única espécie do Gênero *Arapaima* (NELSON, 2006) (Figura 2.1). A sua área de distribuição inclui as bacias do Solimões-Amazonas, Araguaia-Tocantins e seus principais tributários (GOULDING, 1980; FERRARIS, 2003; HRBEK et al., 2005). É reconhecido como um dos maiores, senão o maior peixe de escamas vivendo em água doce de todo o mundo (WOOTTON, 1990), atingindo mais de 3m de comprimento total, e mais de 200 kg de peso vivo.

Esta espécie pertence a um grupo ancestral de peixes, que possui apenas mais um gênero na América do Sul (o aruanã, *Osteoglossum* spp.), e alguns gêneros aparentados nas regiões tropicais do oeste da África e do sul Ásia e da Ásia insular (NELSON, 2006).

Os pirarucus possuem uma placa óssea sobre a sua língua (que dá o nome comum do grupo em língua inglesa, bonnytongues), que é um acessório à mastigação. A língua, após a morte do animal pode ser utilizada para ralar mandioca e guaraná pelas comunidades locais. A língua, associada aos ossos palatais (endopterigóides) que se articulam com o teto do palato (paraesfenóides), formam o aparato mastigatório da espécie juntamente com os dentes. Sua boca é supero-oblíqua e a mandíbula inferior é proeminente (MARSHAL, 1965) (Figura 2.2b). A pré-maxila possui 20 dentes, a mandíbula superior apresenta 32 e a inferior 35 ou 36, sendo todos os dentes cônicos. A cabeça do animal é pequena, com um espaço intra-orbital estreito e plano (BRITISH MUSEUM OF NATURAL HISTORY, 1908) (Figura 2.2). As escamas são ciclóides e grandes, com uma porção anterior escura e granular, e uma parte translúcida posterior. As escamas são arranjadas como um mosaico, protegendo a porção translúcida e expondo a porção granulosa, cuja borda apresenta a coloração vermelha típica da espécie (JORDAN, 1905) (Figura 2.2a)

As características morfológicas da espécie variam ao longo de seu desenvolvimento, não havendo dimorfismo sexual evidente (FONTENELE, 1948, QUEIROZ, 2000), mas apresentando um dicromatismo sexual entre adultos durante o período reprodutivo (LOPES; QUEIROZ, 2009).



Figura 2.1: Pirarucu adulto capturado e exibido na Feira do Pirarucu Manejado em 2009 na cidade de Tefé/AM. O exemplar possuía 2 metros de comprimento e 107 kg. Foto: Amaral (2009).

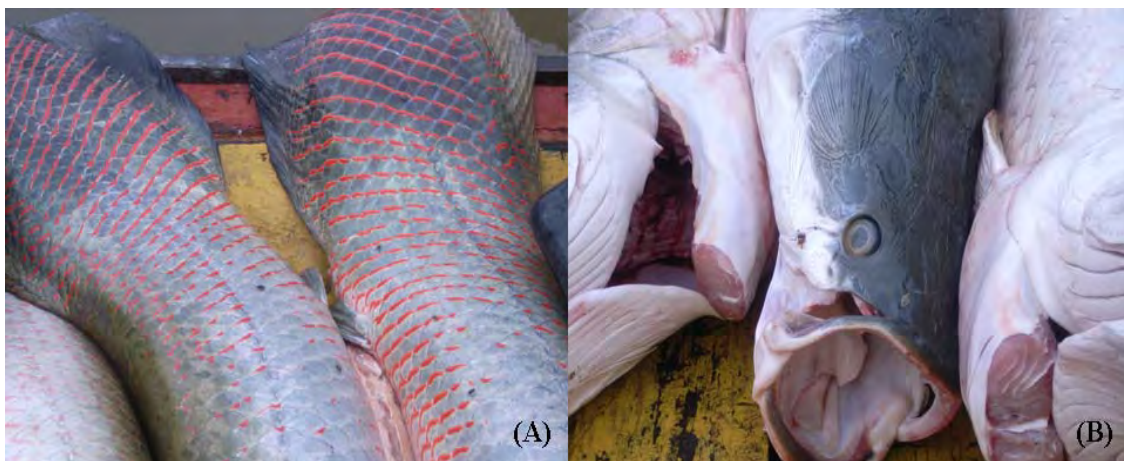


Figura 2.2: Pirarucus capturados no Setor Jarauá, na RDSM, em 2009. (A) detalhe das escamas e da coloração, e (B) boca super-obliqua, mas sem a língua, que havia sido cortada. Foto: Affonso (2009).

Além da respiração branquial, o pirarucu utiliza sua bexiga natatória vascularizada como órgão de respiração acessória em todas as fases da vida, o que o força a ir à superfície em intervalos regulares para respirar o oxigênio atmosférico (SAWAYA, 1946; VERÍSSIMO, 1970).

Apesar de ser considerada como uma espécie essencialmente piscívora (LOWEL-MCCONNEL, 1987), o pirarucu consome também outros itens alimentares, como insetos, gastrópodes, micro e macro-crustáceos, durante as diferentes fases da vida e ao longo das fases da hidrógrafa (QUEIROZ, 2000; IMBIRIBA, 2001). Durante a subida das águas e no período de cheia, com o aumento do volume de água ocorre a diminuição da densidade de peixes e, conseqüentemente, o peixe é menos consumido nesse período. Na cheia os crustáceos são mais presentes, enquanto na subida e a descida das águas os moluscos são mais frequentes. Os insetos são mais comuns durante o período de seca, mas estão presentes ao longo de todo o ciclo (QUEIROZ; SARDINHA, 1999; QUEIROZ, 2000; OLIVEIRA et al., 2005). No primeiro ano de vida e, principalmente, nos primeiros meses (durante a subida das águas e cheia), a dieta é composta por insetos (75%), crustáceos (42,5%), peixes (12,5%) e moluscos (10%) (QUEIROZ, 2000). Após essa fase os insetos perdem a importância na alimentação, e os peixes passam a ser a principal presa. Moluscos e crustáceos também fazem parte da dieta, no entanto, quanto maior o tamanho e a idade do pirarucu menor a porcentagem de crustáceos em sua dieta. QUEIROZ (2000) observou, ainda, que além dos itens acima mencionados, foram encontrados nos estômagos dos peixes, alguns pequenos galhos, sementes, flores, e ainda fragmentos de folhas e raízes de macrófitas aquáticas. No entanto, segundo o autor, não foram encontradas evidências de que os pirarucus se alimentam de plantas, sendo provável que esses itens tenham sido ingeridos acidentalmente no processo de captura da presa. A presença desses fragmentos de plantas aquáticas sugere, contudo, que a zona de raízes de macrófitas aquáticas é um dos locais de alimentação mais importantes para a espécie. Diversos estudos mostram que todas as espécies de peixes e invertebrados consumidos pelo pirarucu são encontradas na zona das raízes de macrófitas aquáticas, galhos e outros substratos inundados (JUNK, 1984; CRAMPTON, 1999, PETRY et al., 2003; SANCHEZ-BOTERO et al., 2003; VILLABONA-GONZÁLEZ, et al., 2011).

Assim, como muitas espécies de peixe da Amazônia, muitos aspectos da biologia dos pirarucus estão relacionados à dinâmica do nível da água dos rios da região (LOWEL-MCCONNEL, 1987). Anualmente o pirarucu realiza uma migração lateral, que acompanha a flutuação do nível da água, que além de estar relacionada a sua reprodução, proporciona a exploração de diversos ambientes, como os chavascals, as regiões de restinga baixa e alta. Apesar de a espécie realizar essa migração lateral (ou

deslocamento entre habitats), ele é considerado como uma espécie sedentária, pois não realiza migrações longas e nem curtas. As longas migrações são efetuadas pela dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*) e a piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*) que viajam aproximadamente 3 mil km para completar o ciclo de vida, indo das cabeceiras do Rio Solimões e dos seus afluentes até a foz do Rio Amazonas. Já as curtas migrações, também com caráter reprodutivo e de alimentação, são aquelas realizadas pelos jaraquis (*Semaprochilodus* spp.) e importantes espécies da família Curimatidae, como os curimatãs (*Prochilodus* spp.), matrinxãs (*Brycon* spp.) e diversas espécies das chamadas branquinhas, que vão desovar nas bocas dos rios de água branca (BARTHEM, 1990; BARTHEM; GOULDING, 2007).

Durante o período de seca, e com as gônadas já desenvolvidas, os pirarucus adultos formam seus pares (casais monogâmicos) nos lagos e canais. Com o início da enchente (entre novembro de dezembro) e o aumento do nível da água eles constroem os ninhos, de aproximadamente 50 cm de diâmetro e 16 cm de profundidade, em substrato arenoso-argiloso, no fundo das partes mais rasas, encontradas próximas às margens dos lagos. Imediatamente após o término da construção dos ninhos, eles desovam. Durante o período de incubação, que dura cerca de uma semana, machos e fêmeas fazem a proteção e oxigenação dos ninhos. Após a eclosão das larvas, as fêmeas deixam seus ninhos, e os machos cuidam da prole por aproximadamente três meses, ao longo da enchente. O cuidado parental é formado principalmente pela manutenção das larvas e pós-larvas próximas das guelras e cabeça do pai. Este os guia se deslocando aos ambientes mais altos da floresta alagada, podendo ser encontrado nos chavascais (regiões de comunidade arbustiva baixa, esparsamente florestada) e nas regiões de restinga baixa (durante o período de enchente) e também nas regiões de restinga alta com o estabelecimento do período de cheia (abril a junho), podendo eventualmente deslocar-se para outras partes da floresta alagada e outros corpos d'água. Nesta época, boa parte dos animais, de qualquer idade, está vivendo entre a floresta alagada, que confere muita proteção, e os lagos e canais, onde está a maior abundância do alimento ingerido pelos pirarucus, encontrado especialmente nos grandes bancos de vegetação flutuante. Com a descida das águas, o macho adulto se separa dos jovens, mas ele e todos os demais pirarucus vivendo no interior da floresta dirigem-se de volta aos lagos, canais e rios. Aqueles que conseguiram retornar aos lagos voltam ao seu ambiente preferencial. Mas aqueles que retornam a rios e canais iniciam uma jornada contra a

correnteza até encontrarem as entradas dos lagos, e aí se refugiam. Nos lagos eles permanecem durante todo o período de seca, iniciando um novo ciclo (QUEIROZ, 2000; CASTELLO, 2008, 2008a).

A maturidade sexual do pirarucu é lenta, ocorrendo geralmente aos cinco anos de idade e 1.60 m de comprimento total. Além disso, o pirarucu possui uma baixa fecundidade apesar da alta fertilidade dos adultos. Embora uma fêmea de pirarucu possa gerar um enorme número de óvulos maduros (20.000 a 100.000 óvulos maduros), apenas uma pequena parte é fecundada pelo macho (cerca de 430 ovos), dando origem a aproximadamente 300 larvas, que em condições ambientais propícias irá resultar em três ou quatro peixes adultos a cada ano (QUEIROZ, 2000, LOPES; QUEIROZ, 2009; COUTINHO, 2008; ARANTES, et al., 2011).

Todas essas características (cuidado parental, necessidade fisiológica de vir à superfície para respirar, a baixa fertilidade, sua enorme biomassa, grande importância econômica) fazem do pirarucu uma espécie muito vulnerável à pesca e, conseqüentemente, ao risco de extinção local quando seus estoques são reduzidos.

2.2. A planície de inundação Amazônica

A bacia Amazônica é a maior bacia de drenagem do mundo, ocupando uma área de aproximadamente 6.869.000 km² (NEILL, et al. 2006), abrangendo sete países da América do Sul e importantes centros populacionais como, Manaus, Iquitos e La Paz. Essa extensa bacia sedimentar possui diversas regiões de captação de água com características distintas em relação ao tipo de cobertura vegetal, de solo, relevo, processos erosivos e de precipitação (FORSBERG et al., 2000).

Estima-se que 17% da bacia seja ocupada por diferentes tipos de áreas inundáveis (Hess et al., 2003), que incluem, por exemplo, os mangues costeiros, as regiões pantanosas de floresta aberta com palmeiras (costa do Amapá e região oeste na Ilha de Marajó), as savanas inundadas (campos inundados, como os Llanos de Moxos, na Bolívia) e as planícies de inundação ao longo dos rios amazônicos (JUNK; PIEDADE, 2011).

A vasta planície de inundação do Rio Amazonas (também conhecida como várzea) é formada por um complexo sistema de rios, canais, lagos, ilhas e barreiras que são modificados constantemente devido à sedimentação e ao transporte de sedimentos em suspensão.

O pulso de inundação é o fator chave nos processos ecológicos da várzea, que transformam periodicamente ambientes terrestres em aquáticos (JUNK et al., 1997). Essa dinâmica fornece uma variedade de habitats para muitas espécies de plantas e animais (JUNK; DA SILVA, 1997), atuando como fonte de alimento, nidificação e como refúgio contra predadores para diversas espécies de peixes (GOULDING et al. 1996; SANCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001). A várzea é importante ainda por sua alta biodiversidade (JUNK et al., 2000), pela elevada produtividade primária das florestas inundáveis (PAROLIN et al., 2004), das macrófitas aquáticas (PIEIDADE et al., 1994; SILVA et al., 2010), fornecendo as principais fontes de energia para a cadeia trófica aquática amazônica (FORSBERG et al., 1993; ARRAUT et al., 2010).

Essa planície é alagada sazonalmente por diferentes tipos de água que variam amplamente, em função da sua origem, tipo de solo que drenam e das condições climáticas (JUNK, 1997). As águas amazônicas podem ser divididas em três grandes grupos com base na carga sólida e dissolvida e no pH: as águas pretas (como o Rio Negro), com alto conteúdo de componentes húmicos, pobres em sólidos em suspensão e com pH entre 3,8-4,9; as águas brancas (como o Rio Solimões), com alto conteúdo de partículas em suspensão e dissolvidos, e com pH entre 6,2 -7,2; e as águas claras (como o Rio Tapajós), com baixa turbidez e pequeno conteúdo de materiais em suspensão e substâncias húmicas, e com pH variando de 4,5 – 7,8 (SIOLI, 1984).

Apesar das diferenças dos aspectos geológicos, do clima e da cobertura da terra ao redor dos lagos que irão interferir localmente nas características limnológicas, estudos mostram que a inundação aumenta a similaridade entre os corpos d'água proximais (ou mesmo em um só lago), devido ao grande volume de água que torna o(s) corpo(s) d'água(s) mais homogêneo(s), enquanto que na seca, os lagos ficam mais isolados com pouca ou nenhuma comunicação com o canal ou o rio principal, tornando-os assim uma unidade única, portanto heterogêneos.

Almeida e Melo (2009) avaliaram a hipótese da homogeneização dos ambientes aquáticos em função da inundação através da análise das características limnológicas (temperatura, zona eufótica, zona de mistura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, transparência, nitrogênio (somente na cheia) e fósforo total (somente na cheia) no lago Catalão, entre os rios Negro e Solimões, na região de Manaus/AM, em quatro estações amostrais, numa escala semanal, durante um mês na seca de 2006 e um mês no período de cheia de 2007. Eles observaram que com o aumento do nível da

água, o Rio Negro exercia menor influência sobre as características limnológicas do lago, enquanto que a influência do Rio Solimões era aumentada. Nas primeiras semanas, do período de cheia, o lago era caracterizado pela maior transparência, valores baixos de condutividade elétrica, de fósforo e nitrogênio total, principalmente nas porções norte e oeste do lago. A partir da segunda semana de amostragem o Rio Solimões influenciava mais as partes sul e leste. Na quarta e última semana de medição o lago estava mais homogêneo, apresentando os maiores valores de condutividade, e de nitrogênio e fósforo total, e menores valores de transparência, características típicas de água branca do Rio Solimões, enquanto a influência do Negro era relativamente nula. Durante a seca, a troca entre os compartimentos dos lagos foi mínima. Com o menor volume e menor escoamento de água no interior do lago, a variabilidade das medidas entre as estações amostrais foi muito maior, e o corpo d'água mostrou-se, portanto, mais heterogêneo. Nesse momento, ocorreram os menores valores de transparência, e os maiores valores de condutividade, provavelmente associados aos processos de decomposição da matéria orgânica depositada e dos nutrientes liberados pela interface sedimento-água (MELACK; FORSBERG, 2001). Estes resultados confirmaram a homogeneização do sistema em função do pulso de inundação.

Barbosa (2005) analisou a dinâmica de circulação das águas na várzea do Lago Grande de Curuai, na região de Santarém/PA, para verificar a existência de padrão espacial recorrente de circulação de água na planície devido ao caráter cíclico do pulso de inundação. Esse estudo foi realizado a partir da caracterização das massas de água presentes na planície integrando imagens do satélite Landsat-TM, dados de espectros medidos *in situ*, dados limnológicos e batimétricos coletados em 144 estações amostrais. Os resultados mostraram que ao longo do ciclo hidrológico, em média 80% da área dessa planície é ocupada por água branca. Na cheia sua área equivale a aproximadamente 820 km² e na seca 650 km². As águas pretas e claras ocuparam de 34% a 38% da área da planície na cheia. Provavelmente isso ocorre devido ao fato de que na cheia, o grande volume de águas brancas que atinge a planície, represa essas águas nas áreas marginais. Além disso, o aumento das precipitações de verão no hemisfério sul nesse período ocasiona o aumento do volume de águas pretas e claras que chega à planície. Portanto, a dinâmica da taxa de aporte e da descarga de água afetam a abrangência e a distribuição espacial das águas. No período de seca e de enchente, há uma predominância de partículas inorgânicas suspensas em pelo menos 60% da área da

planície. No entanto, com o aumento do volume de água, ocorre a redução na concentração de partículas inorgânicas suspensas, aumentando a zona eufótica, e conseqüentemente, e maior disponibilidade de nutrientes no final do período de enchente e início do período da cheia. Isto possibilita a proliferação de organismos clorofilados, que predominam em 60% da área na cheia e na vazante. Esse trabalho (BARBOSA, 2005) mostrou que tanto a altura e a dinâmica do pulso de inundação do Rio Amazonas, quanto a alternância entre vazante e enchente entre o Amazonas e seus tributários controlam a distribuição de tipos de água dessa planície.

Estudo semelhante realizado por Bonnet et al (2008) modelaram a dinâmica de circulação da água na planície do Lago Grande de Curuaí, integrando dados de campo e imagens do satélite JERS-1 (Japanese Earth Resources Satellite) obtidas entre 1997 e 2003. Com base em dados de nível da água, precipitação, vazão evaporação e mapas de área inundada derivados da imagem JERS-1, os autores estimaram que o Rio Amazonas é responsável por 77% da entrada anual de água na planície, sendo a sua principal fonte. A precipitação, o runoff e a água subterrânea correspondem a 9%, 10% e a 4%, respectivamente das contribuições. Além disso, eles avaliaram a dinâmica da mistura desses diversos tipos de água no período de 2001 à 2002. Eles observaram que no início de janeiro, as propriedades da água do Rio Amazonas dominavam a mistura de água encontrada nos lagos (64%). A partir dessa data até o início de abril, a contribuição da precipitação e das nascentes da Terra Firme aumentava e a influência da água do Amazonas diminuía. Mais para o fim do ano hidrológico a contribuição do Amazonas alcançou 78% da mistura da água na planície. A contribuição máxima da precipitação ocorreu em meados de abril representando 17% da mistura. Já a contribuição dos canais vindos da Terra Firme alcançou o máximo de 14% no final de Fevereiro.

Esses estudos sobre a variação espacial e temporal das massas de água e seus constituintes, bem como sua dinâmica de circulação ao longo do pulso de inundação na planície, fornecem evidências que auxiliam o entendimento das inter-relações das estruturas e funções que regem o ecossistema aquático amazônico. Dessa forma, a composição da água e a sua dinâmica são aspectos fundamentais para a compreensão dos processos dinâmicos que ocorrem entre os ecossistemas aquáticos e terrestres. Isto irá afetar a ecologia e a dinâmica do ciclo de vida dos organismos da planície (SAINT-PAUL, et al., 2000).

2.3. Caracterização do habitat

Um dos maiores desafios para a ecologia é entender de que forma os processos bióticos e as condições ambientais determinam a abundância e a distribuição das espécies (BROWN, 1984). Todos os organismos estão associados a um determinado habitat de onde eles retiram os recursos essenciais para o crescimento, sobrevivência e reprodução, preferindo sempre os locais dos quais possam obter a melhor relação custo/benefício. A análise dessas associações em diferentes escalas espaciais e temporais permite determinar a importância relativa dos tipos de habitat na estruturação das comunidades. Além disso, o entendimento das relações entre a ocorrência das espécies, sua abundância e as características do habitat que as determinam são fundamentais para a definição de políticas de manejo e conservação, de avaliação e mitigação de impactos (LEYEQUIEN et al., 2007; KREBS; DAVIES, 1996; BEGON, 2006; MORRISON et al., 2006).

A caracterização do habitat de ambientes aquáticos pode ser realizada com base em parâmetros da estrutura física, atributos biológicos e de qualidade da água, em diversas escalas temporais (diária, semanal, mensal, anual ou até apenas uma vez) e espaciais, podendo ser locais (pequenos riachos, lagos), regionais (bacia), continentais (oceanos), ou ainda uma combinação entre elas (BAIN, et al., 1999; NOAA, 2010). Além disso, a escolha e a medição das variáveis do ambiente a serem utilizadas em estudos de caracterização de habitat devem levar em consideração dois aspectos: 1) sua variabilidade temporal e espacial e 2) a viabilidade da amostragem com precisão, para a escala que se propõe, a um custo razoável (MORRISON et al., 2006).

Shoup e Wahl (2009) avaliaram a relação entre a diversidade, abundância e reprodução das espécies de peixes e algumas variáveis ambientais em seis lagos na planície de inundação do Rio Kaskaskia em Illinois, nos Estados Unidos, ao longo de cinco anos. Os autores coletaram informações em campo sobre as condições físicas e químicas do lago (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e transparência da água) (em duas estações do ano, primavera e outono), a porcentagem de área coberta por vegetação submersa e emersa, a profundidade de cada lago (através de transecções paralelas às margens do lago), e realizaram medidas de área do lago e da distância entre os lagos e o rio através, de ortofotos digitais. A amostragem de peixes foi realizada duas vezes ao ano, uma na primavera e outra no verão, no período de 1998 a 2003, por meio de coleta com eletrochoque por 30 minutos e através de redes de arrasto. Os resultados mostraram

que os lagos apresentaram uma grande variação temporal nas variáveis relacionadas à hidrologia, química da água e a morfologia entre os lagos estudados. Algumas variáveis estavam correlacionadas com a diversidade e abundância de peixes, mas nem todas as espécies responderam às mesmas condições ambientais. Esse estudo ilustrou a importância da variação interanual da hidrologia e da química da água nesses habitats, e que as espécies possuem as suas necessidades específicas de habitat e, portanto, utilizam os habitats da planície sob diferentes condições. Num certo momento, os lagos apresentam condições ambientais que podem ser tanto toleráveis quanto intoleráveis para uma espécie em particular. Essa grande variação interanual mostra que os estudos nas planícies de inundação, e nos seus lagos associados, devem incluir avaliações multi-temporais.

Sreekantha et al. (2007) avaliaram a diversidade de peixes em relação ao uso e cobertura da terra no rio Sharavathi, na região central de Western Ghats, Karnataka, na Índia, por meio da combinação de dados de campo e dados multi-espectrais do satélite IRS 1C (Indian Remote Sensing Satellite 1C), no período de janeiro de 2002 à agosto de 2004 em 41 localidades. Os autores mapearam o uso e a cobertura da terra da região de influência do reservatório Linganamakki, uma região muito impactada e que vem sendo utilizada para cultivo de diversas espécies vegetais, como arroz, cana de açúcar, banana, dentre outros, e onde foram introduzidas diversas espécies de árvores como *Eucalyptus* spp. e *Pinnus* spp. As coletas de peixes foram realizadas em 41 localidades no período de estudo durante o verão, o inverno e a estação de monções. Eles observaram que os riachos com alta porcentagem de floresta sempre verde e árvores endêmicas apresentavam maior diversidade e endemismo de espécies de peixes do que os riachos com outro tipo de cobertura vegetal. Este estudo demonstrou a importância da abordagem de análises que incluam os ecossistemas terrestres para o manejo e conservação dos ecossistemas aquáticos, dada a forte associação entre a composição e abundância das espécies de peixes e os diversos tipos de elementos da paisagem terrestre.

Ambos os estudos mostraram a utilização de sensores remotos para a caracterização e quantificação de elementos da paisagem. Esses estudos ressaltaram que muitas dessas informações não poderiam ser obtidas sem o auxílio das imagens de satélite e que outras só poderiam ser obtidas a custos elevados, dada à grande extensão da área e da temporalidade de coleta. O sensoriamento remoto, por meios da observação da terra a

partir das plataformas orbitais, permite a medida de variáveis ambientais ao longo do tempo e em diversas escalas, sendo considerada uma ferramenta fundamental para avaliar e monitorar o estado dos sistemas ecológicos (TURNER, et al., 2003, HORNING et al., 2010).

Na planície de inundação Amazônica, as imagens de satélite são essenciais para o seu estudo, pois se trata de ambiente complexo, de difícil acesso, e em constante mudança, devido ao pulso anual de inundação. Os dados dos sensores remotos fornecem uma visão sinótica do ambiente, permitindo obter informações simultâneas não apenas da estrutura do ambiente, mas também de como essa estrutura se altera no tempo e no espaço, em função do pulso de inundação e também das atividades antrópicas.

Um dos primeiros trabalhos voltados a mapear as áreas inundadas da Amazônia brasileira foi realizado por Hess et al. (1995) o qual avaliou a capacidade do SIR-C SAR em mapear a área inundada e a vegetação na planície de inundação do Rio Amazonas e Negro, nas proximidades de Manaus, na região da Ilha do Barroso, onde está situado o Lago Manaquiri, em diferentes frequências de microondas. Esse sensor operava nas bandas C (5,7 cm) e L (24 cm) em polarizações HH, VV e HV com resolução espacial de 12,5 x 12,5m. Foram utilizadas imagens de duas datas, abril (enchente) e outubro (vazante) de 1994 para classificar as seguintes classes de uso e cobertura da terra: 1) água, 2) pasto, 3) macrófitas aquáticas, 4) floresta e 5) floresta alagada. Os resultados mostraram que a polarização HH foi a mais adequada para separar as áreas alagadas das não alagadas, sendo que a composição banda C com polarização HH foi a melhor para diferenciar as macrófitas aquáticas de pasto; e a composição L com polarização HH diferenciou a floresta alagada da floresta não-alagada. A banda L por ter um comprimento de onda maior e menor frequência pode atravessar o dossel da vegetação e atingir seu substrato. Quando esse substrato é a água, o pulso é refletido especularmente e pode interagir com a vegetação inundada, provocando o fenômeno conhecido por reflexão de canto, o qual aumenta a intensidade da energia retro-espalhada por esses ecossistemas. Esse tipo de interação permite a rápida distinção entre florestas inundadas e não inundadas, propiciando assim o delineamento da superfície alagada (FREEMAN; DURDEN, 1998; HESS et al., 2003; ALSDORF, et al., 2007; HENDERSON; LEWIS, 2008).

Costa (2004) utilizou imagens de radar dos satélites Radarsat (Radar Satellite-1, da agência espacial Canadense) (Banda C) e do JERS-1 (Japanese Earth Resources

Satellite-1) (Banda L) integrados com dados de campo para o mapeamento de comunidades vegetais na planície de inundação do Lago Grande de Monte Alegre, no Baixo Amazonas, em três fases do ciclo hidrológico, entre 1996 e 1999. A autora coletou dados de campo que incluíam a caracterização estrutural das plantas aquáticas e fotos da floresta de várzea, vegetação aquática e semi-aquática, floresta de terra firme e áreas de agricultura nos períodos de cheia (maio de 1996), vazante (agosto de 1996), seca (novembro de 1996), enchente (abril de 1997) e cheia (junho de 1999). Além disso, foram utilizadas fotografias aéreas adquiridas nos períodos de cheia e enchente. As imagens de radar foram (1) filtradas, (2) escalonadas de 16 para 8 bits, (3) a área de água e de floresta de terra firme foram mascaradas, (4) posteriormente, as imagens foram segmentadas e classificadas por meio do algoritmo da distância de Battacharya (COSTA et al., 2002). Os resultados mostraram que o uso de imagens Radarsat ocasionava confusão no processo de classificação dos diferentes tipos de cobertura vegetal, mas favorecia a identificação de pequenos canais de água. Quando as imagens JERS-1 eram utilizadas havia confusão no processo de classificação entre as classes de florestas alagadas, florestas de terra firme, pasto e vegetação aquática, não permitindo também a identificação de pequenos canais. Apenas a combinação das imagens Radarsat e JERS permitiu a classificação da vegetação de modo a produzir mapas sazonais com um acurácia maior do que 95% para as áreas vegetadas da planície de inundação. Foi possível determinar ainda que alguns tipos de cobertura semi-aquáticas ficavam alagadas por até 300 dias/ano, de novembro até agosto. A região de floresta caracterizada pela presença frequente de *Cecropia latiloba* (imbaúba), *Pseudobombax munguba* (munguba) e a *Astrocaryum jauari* (jauari) ficavam alagadas por aproximadamente 150 dias/ano, no período de abril à agosto. A vegetação clímax, compostas por árvores altas e densas ficava inundada apenas no período de maio e junho, por aproximadamente 60 dias/ano. Esse trabalho demonstrou a capacidade dos sensores de radar em mapear os diferentes tipos de vegetação em relação ao tempo de inundação e que a combinação das diferentes imagens e bandas (C e L) é mais eficiente do que uso das bandas separadamente.

Martinez e Le Toan (2007) utilizaram uma série temporal de imagens JERS-1, reamostradas de 20 para 25 metros de resolução espacial, para mapear a dinâmica temporal da inundação e a distribuição espacial da vegetação na planície de inundação do Lago Grande de Curuai, PA (uma área de aproximadamente 3500km²). Foram

necessárias 21 imagens JERS-1 para que toda a planície fosse coberta ao longo das fases da hidrógrafa, no período de 1993 a 1997, sendo que em 1993 foram utilizadas as imagens da enchente, cheia e seca, em 1994, da cheia e seca, da seca de 1995, da cheia, vazante e seca de 1996 e da cheia de 1997. Além disso, foram utilizados dados de campo (estrutura da vegetação e nível de água), fotografias aéreas, batimetria, e uma imagem Landsat TM de setembro de 1992. As imagens JERS foram classificadas pelo algoritmo do paralelepípedo, utilizando-se o valor do coeficiente de retroespalhamento de cada alvo e de sua mudança temporal, determinado pelo estimador de mudança absoluta (Absolute Change Estimator- Quegan and Le Toan; 1998). Foram identificadas sete classes de uso e cobertura da terra em função do tempo de inundação de cada região: 1) espelho d'água permanentemente; 2) floresta alagada ocasionalmente; 3) floresta nunca inundada; 4) vegetação baixa (savanas e formações pioneiras) nunca inundada; 5) floresta inundada permanentemente; 6) vegetação baixa ocasionalmente inundada; e 7) solo exposto (pasto e corte raso) ocasionalmente inundado. O resultado das classificações foi considerado bom ($Kappa=0.8$) e mostrou a cobertura vegetal submetida a diferentes regimes de inundação. Os autores apontaram que os valores de retroespalhamento das macrófitas e pastos são similares aos de espelho d'água. No entanto, a grande variação temporal da inundação, permitiu o delineamento dessas regiões. Dessa forma, a utilização de diferentes datas, em diferentes períodos hidrológicos é necessária para uma melhor caracterização desse ecossistema dinâmico.

Silva et al (2010) utilizaram uma abordagem de classificação hierárquica orientada a objetos, com dados multi-temporais e de diferentes fontes para mapear as mudanças sazonais da cobertura de macrófitas na planície de inundação do Lago grande de Monte Alegre. Os autores utilizaram imagens de radar do Radarsat-1, imagens do produto de reflectância diária do MODIS-09, imagens do Landsat-5/TM e CBERS-2-HRC (high resolution câmera), do período de dezembro de 2003 à dezembro de 2004. Além disso, foram utilizadas imagens de videografia aerotransportada do sobrevoo realizado em 1999 (Hess, et al., 2002). As imagens Landsat, CBERS e de videografia foram utilizadas para a validação da classificação. Os autores utilizaram uma classificação hierárquica dividida em três níveis. No primeiro nível foi classificado as classes mais gerais de uso e cobertura da terra como: (1) terra firme (áreas não inundáveis), (2) áreas inundáveis e (3) espelho d'água. No segundo nível a classe área inundável foi reclassificada em três tipos de possíveis coberturas: (i) floresta inundável, (ii) arbustos

inundáveis, e (iii) possíveis macrófitas. Essa separação foi necessária dado que a floresta e a cobertura arbustiva são espacialmente constantes e apenas alternam entre dois estados (inundado e não inundado), enquanto o solo exposto, as macrófitas e a espelho d'água apresentam estados alternados ao longo do pulso de inundação (JUNK; PIEDADE, 1997). Os níveis um e dois foram baseados somente nas imagens de radar. O terceiro nível de classificação combinou os dados de radar e os dados ópticos do MODIS para identificar a cobertura de macrófitas em cada data, referentes à classe “possíveis macrófitas”, determinada no segundo nível hierárquico. Mais detalhes sobre a classificação podem ser encontrados em Silva (2009) e Silva et al., (2010). Os resultados mostraram que a cobertura de macrófitas apresentou uma variação sazonal e inter-anual, com uma área variando de 104 e 198 km². Além disso, a informação temporal foi essencial para minimizar a confusão entre classes e identificar apropriadamente os tipos principais de cobertura vegetal na planície. Segundo os autores a utilização da classificação hierárquica e orientada a objeto foi essencial para abordar a grande variabilidade associada aos valores de retroespalhamento do radar.

O lançamento do Satélite Avançado de Observação da Terra (Advanced Land Observing Satellite -ALOS), pela Agência Espacial Japonesa (Japanese Aerospace Agency -JAXA) em Janeiro de 2006, aumentou a frequência de aquisição de imagens sobre a superfície terrestre (disponibilidade de dados a cada 40 dias), e permitiu a ampliação do conhecimento da variação interanual de ecossistemas dinâmicos, tais como as planícies de inundação.

Esse satélite leva a bordo o sucessor do SAR do satélite JERS-1, um sistema de radar de abertura sintética, baseado em uma tecnologia de imageamento conhecida por Phased Array operando na banda L (Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar - PALSAR). O PALSAR incorpora melhorias incluindo capacidade de obter dados polarimétricos e a possibilidade de obter dados no modo ScanSAR (Tabela 2.1).

Tabela 2.1: Características do PALSAR.

Modo	Fino		ScanSar	Polarimétrico
Frequência (MHz)	28	14	14 - 28	14
Polarização	HH	HH/HV	HH	HH/HV/ VH/ VV
Ângulo de incidência	8° ~ 60°	8° ~ 60°	18° ~ 43°	8° ~ 60°
Resolução em alcance (m)	7 ~ 44	14 ~ 88	100 (multilook)	24 ~89
Largura da faixa (km)	40 ~ 70	40 ~ 70	250 ~ 350	20 ~ 65

FONTE: Adaptado do IBGE (2008).

No programa de avaliação das emissões de carbono conhecido como JAXA's ALOS Kyoto & Carbon Initiative (ALOS Kyoto & Carbon Science Panel 2006), o ALOS possui um programa estratégico de aquisição de imagens que fornece dados de modo consistente e repetitivo para a caracterização e monitoramento das áreas inundáveis. Dessa forma, o PALSAR é essencial para a caracterização dos ambientes amazônicos inundáveis (ROSENQVIST et al., 2007), por sua capacidade de imageamento independentemente das condições atmosféricas, pela capacidade que a radiação da banda L tem de penetrar na vegetação e produzir um retro-espalhamento que informa sobre o tipo de substrato da vegetação (água ou solo), e por seu programa de imageamento específico para as áreas inundáveis.

Arnesen (2012) utilizou 12 imagens do ALOS/PALSAR, no período de 2006 à 2010, para elaborar uma metodologia para o monitoramento da variação da extensão da área inundada na planície de inundação do Lago Grande de Curuaí, no Baixo Amazonas, perto da cidade de Óbidos. O autor utilizou um algoritmo de mineração de dados, para a identificação de limiares de classificação, para posterior classificação hierárquica orientada a objetos, com o objetivo de mapear a área inundada nas diversas datas. Os resultados mostraram a capacidade do sensor em mapear e prever a inundação da área inundada através de modelos polinomiais com um r^2 de 0.94 ($p < 0.05$).

Apesar de os dados SAR terem algumas vantagens sobre os dados de sensores ópticos (como o delineamento da floresta alagada e mapeamento de cobertura vegetal em diferentes regimes de inundação), eles têm a desvantagem de serem recentes, e não terem cobertura global contínua e em resolução espacial adequada ao estudo de alguns aspectos da superfície terrestre.

No entanto, os sensores ópticos, como os da série Landsat (Land Remote Sensing Satellite) estão em operação desde a década de 1970, sendo possível acompanhar as modificações no ambiente a longo prazo. Além disso, os dados de sensores ópticos são mais sensíveis as propriedades físico-químicas dos alvos da superfície, o que os torna mais adequados a discriminar entre determinados tipos de uso e cobertura da terra ao longo do tempo, oferecendo informações complementares às dos sensores de microondas.

Liira et al., (2010) analisaram as mudanças na cobertura de macrófitas aquáticas emergentes no lago Vortsjarv (270 km²), na Estônia, num período de 22 anos (1985-2007), por meio de imagens do Landsat/TM e ETM+. Primeiramente, a área do lago foi utilizada como uma máscara para separar o ecossistema terrestre do aquático e assim evitar a confusão entre a vegetação aquática e a terrestre. As bandas no comprimento de onda do vermelho (RED) e infravermelho próximos (NIR) foram utilizadas para calcular o NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) ($NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$), que varia de -1 a +1, no qual os valores negativos correspondem a áreas sem vegetação. Foi utilizado um limiar para classificar as imagens de NDVI em duas classes: macrófitas emergentes e outros. Os autores observaram que as macrófitas presentes na margem do lago, dominada pelo caniço de água (*Phragmites australis*), se alastraram rapidamente durante as duas últimas décadas, com uma taxa de expansão média de 2,2 metros por ano. Os resultados mostraram a capacidade do sensor Landsat para o monitoramento temporal da vegetação aquática na zona litoral de grandes corpos d'água.

Bayley e Moreira (1978), já discutiam a importância e a capacidade de mapeamento das macrófitas aquáticas por meio de sensores ópticos (no caso o MSS/Landsat) para o ecossistema Amazônico. Eles apontaram para a capacidade de se estimar a um custo baixo um dos recursos mais importantes para o recrutamento de diversas espécies de peixe e responsável por grande parte da biomassa da fauna aquática Amazônica.

Arraut et al., (2010) avaliou a migração do peixe boi amazônico (*Trichechus inunguis*) através de dados de telemetria e imagens de satélite. Os autores acompanharam o deslocamento de 10 animais num período que variou de três meses à quatro anos e quatro meses (alguns animais morreram ao longo do estudo) de 1996 à 2006. Além disso, eles caracterizam o habitat do animal através da batimetria dos lagos, dados de nível da água e pela distribuição espacial e temporal das macrófitas aquáticas por meio

do mapeamento das mesmas com base em 11 imagens. Os autores utilizaram imagens Landsat/TM e ETM+ em diferentes fases do ciclo da hidrógrafa (seca, enchente, cheia e vazante). As imagens foram restauradas de 30 para 15 metros compensando o efeito de borramento (degradação) da imagem durante seu processo de aquisição, restaurando sua qualidade radiométrica (BOGGIONE, 2003). Esse processamento permitiu a distinção de bancos de macrófitas de pequena dimensão e próximos às margens dos lagos, de difícil reconhecimento nas imagens com resolução espacial de 30 metros. Os limites dos lagos serviram como máscara, para evitar que a vegetação terrestre fosse um fator de erro de classificação. Os autores utilizaram como entrada para o classificador de máxima verossimilhança as bandas TM3 (vermelho), TM4 (infravermelho próximo) e TM5 (infravermelho médio). Foram discriminadas 6 classes de uso e cobertura da terra: 1) macrófitas na água; 2) floresta inundada, 3) espelho d'água; 4) macrófitas em fase terrestre; 5) floresta não inundada e 6) solo. A acurácia de classificação foi superior a 90% (ARRAUT et al., 2010 E ARRAUT, 2005). Os resultados mostraram que durante a cheia o peixe boi permanece nos lagos de várzea em associação com bancos de macrófitas aquáticas flutuantes, que são seu alimento. No período de vazante, com a diminuição da área de água nos lagos de várzea, eles migram para lagos de Terra firme, onde permanecem lá por todo o período de seca, evitando a morte por estarem mais vulneráveis a caça e a predação por jacarés.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), no Estado do Amazonas, na planície de inundação dos Rios Solimões e Japurá, próximo a cidade de Tefé, e a cerca de 600 km de Manaus (Figura 3.1).

A RDSM foi criada em 1996 pelo governo do Estado do Amazonas. Foi a primeira reserva de desenvolvimento sustentável do Brasil e a maior dedicada exclusivamente à proteção da várzea amazônica, sendo ainda um dos sítios brasileiros da Convenção Ramsar, das Nações Unidas (QUEIROZ, 2005). Possui uma área de aproximadamente 1.124.000 hectares.

A população humana na reserva encontra-se distribuída nas comunidades de ribeirinhos ou caboclos localizadas às margens dos Rios Solimões e Japurá. Existem 64 comunidades na área principal da reserva, agrupadas em oito setores, as quais participam conjuntamente da elaboração e aprovação de normas de uso e preservação dos recursos naturais e ainda de questões políticas locais (QUEIROZ, 2005).

O presente estudo foi realizado no Setor Jarauá, formado por quatro comunidades (São Raimundo do Jarauá, Nova Colômbia, Novo Pirapucu e Manacabi). Esse setor possui uma área de aproximadamente 60 mil hectares e uma população de 230 pessoas (IDSMS, 2010) (Figuras 3.1 e 3.2). Apesar da pequena população, o setor controla um dos maiores sistemas de lagos da RDSM, o que confere a estas poucas pessoas o acesso privilegiado a um grande recurso pesqueiro, frequentemente cobiçado por vizinhos e mesmo invasores provenientes de outros municípios.

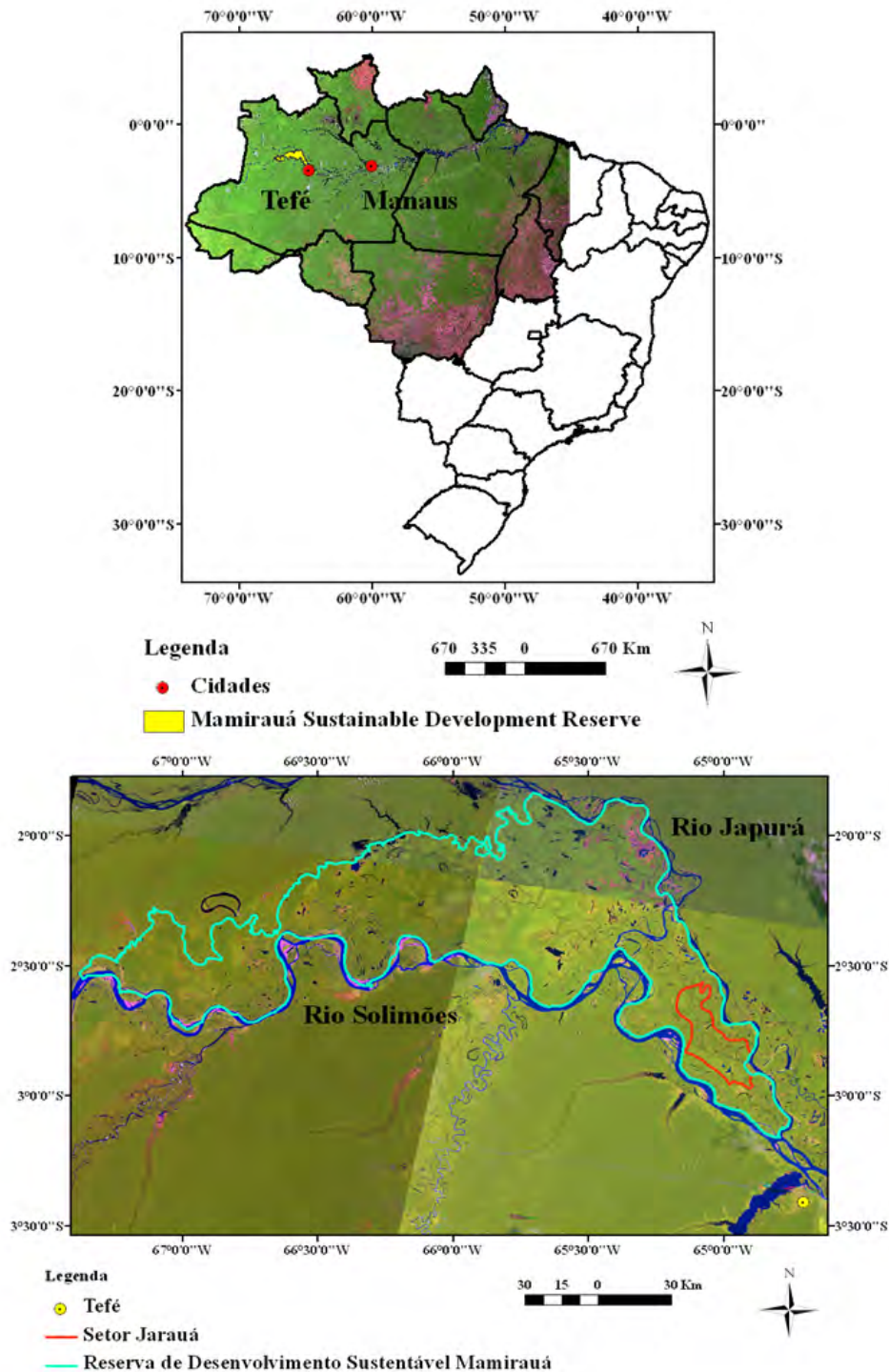


Figura 3.1: Mapa do Brasil com a localização da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RSDM) (em amarelo) e as cidades de Tefé e Manaus (imagem superior). Vista ampliada de um mosaico de imagens Landsat TM, com a RSDM (linha azul clara), e a região de estudo, no caso o Setor Jarauá (linha vermelha).

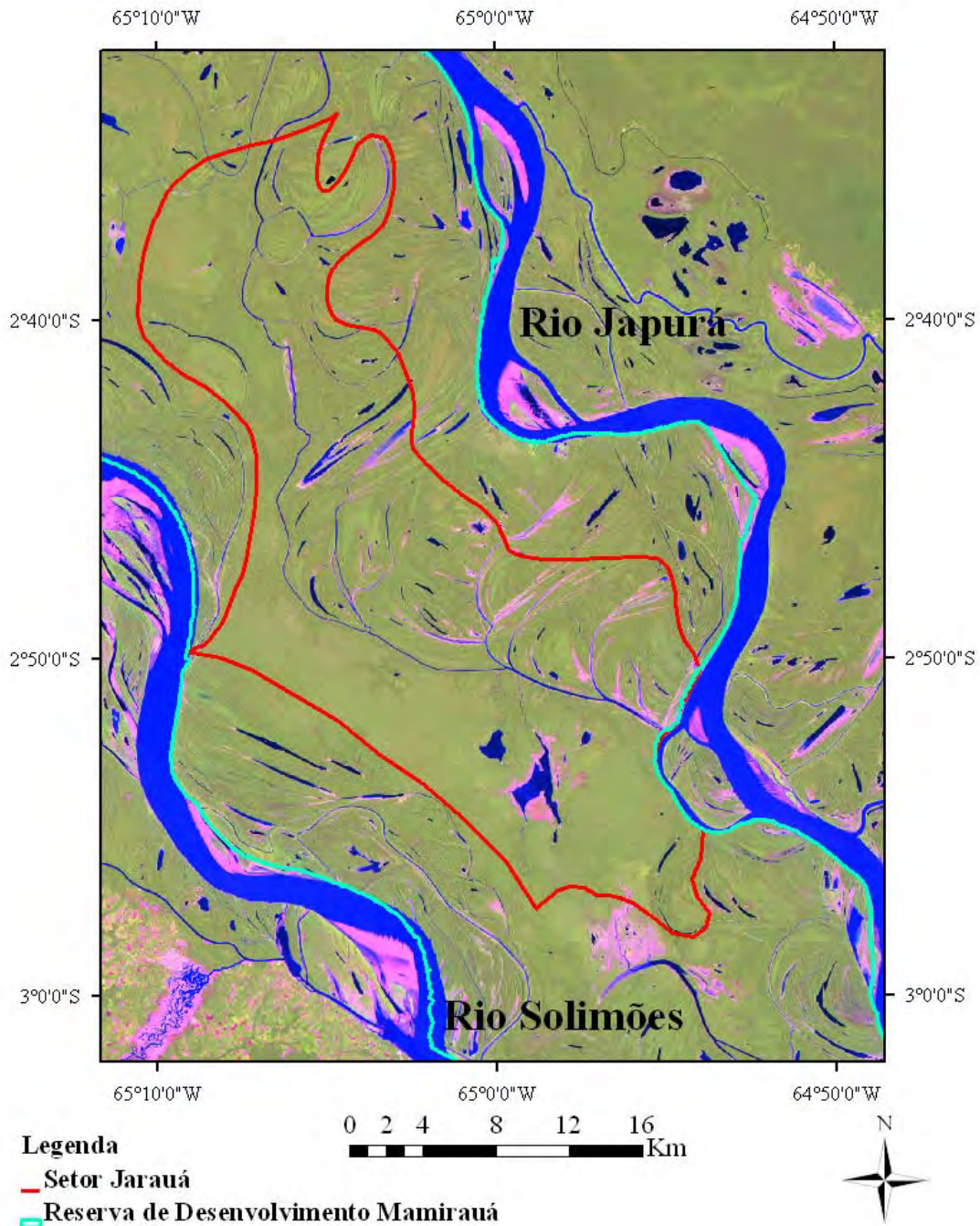


Figura 3.2: Imagem Landsat 10/9/2007 ampliada com a localização da região de estudo, no caso o Setor Jarauá (linha vermelha).

O setor Jarauá foi pioneiro no manejo da pesca do pirarucu, iniciado em 1999, por possuir um grande sistema de lagos (lagos, ressacas e canais), uma forte tradição pesqueira, organização comunitária, e ainda pela sua colaboração durante a criação e implantação da Reserva. A pesca é umas das principais atividades praticadas na Reserva, sendo o pirarucu a espécie de peixe de maior importância econômica do local (QUEIROZ; SARDINHA, 1999). Com a implantação do plano de manejo do pirarucu, a

sua pesca passou a ser controlada a partir da determinação de cotas pré-estabelecidas. Essa cota é estimada no ano anterior à pesca por meio da contagem do número de pirarucus presentes nos lagos. A cota determina que no máximo 30% dos adultos presentes podem ser removidos (pescados), enquanto os 70% restantes são deixados para assegurar a reprodução da espécie (CASTELLO, 2004; VIANA et al., 2007). A pesca é realizada no ano subsequente à contagem, na época seca (entre outubro e novembro) respeitando o período de defeso, facilitando a fiscalização, logística e a venda da mercadoria feita por intermédio das associações comunitárias ou pelas colônias de pescadores urbanos, que se envolvem na atividade em parcerias com as associações locais de pescadores (VIANA et al., 2007).

Além disso, dentro do plano de manejo, os lagos são divididos de acordo com a sua categoria de uso. Eles podem ser de Comercialização, onde os peixes podem ser pescados para a venda, de Preservação, onde não há nenhum tipo de atividade pesqueira (somente a contagem) e de Manutenção, no qual o ambiente pode ser utilizado para a pesca de subsistência da população local (QUEIROZ; CRAMPTON, 1999). A pesca manejada de pirarucus é realizada nos lagos de Comercialização da zona de uso sustentável do Setor Jarauá.

3.1.1. Características da área de estudo

A região é formada por uma planície de inundação, com uma variação anual do nível da água de aproximadamente de 10 m (Figura 3.3), sendo que na cheia os canais, lagos, canos, ressacas e rios permanecem interconectados, e na seca, somente os rios principais, alguns canais de conexão e os lagos contêm água (AYRES, 1993, RAMALHO et al., 2009). O período de cheia começa em maio e termina em meados de julho, quando ocorrem as maiores cotas médias registradas. O período de seca se estende de setembro até novembro, quando ocorrem as menores cotas médias e a maior frequência de cotas mínimas, sendo o mês de outubro o de pico da seca. A enchente começa no final de novembro indo até o início de maio, e a vazante começa em meados de julho, estendendo-se até o mês de setembro. O pulso de inundação apresenta um padrão anual, apesar de variabilidade interanual determinada pelo regime de chuvas na região e dos Andes. O período de cheia e vazante pode ser caracterizado pela baixa radiação solar resultado da maior nebulosidade e alta precipitação (Figura 3.4). A Figura 3.4 apresenta os valores médios mensais (de 2000 a 2006) de Radiação solar (W/m^2) e Precipitação (mm), derivados do satélite GOES (Geostationary Operational

Environmental System) (modelo GL, versão 2, com 0,4° de resolução espacial) e do TRMM (Tropical Rainfall Measuring Mission) (produto 3B43, versão 6, com 0,25° de resolução espacial), respectivamente. Maiores detalhes sobre os produtos podem ser encontrados em Ceballos et al. (2004), e em TRMM (2007)¹. É possível observar que durante a seca a radiação solar é bem mais elevada do que durante a cheia ou a vazante; no caso da precipitação, o padrão é o inverso. Apesar de esses produtos serem de escala global, e possuírem uma resolução espacial pequena, eles proporcionam uma perspectiva geral dos padrões de precipitação e radiação solar da região, que são dois importantes fatores que explicam o funcionamento dos sistemas aquáticos (WETZEL, 2001).

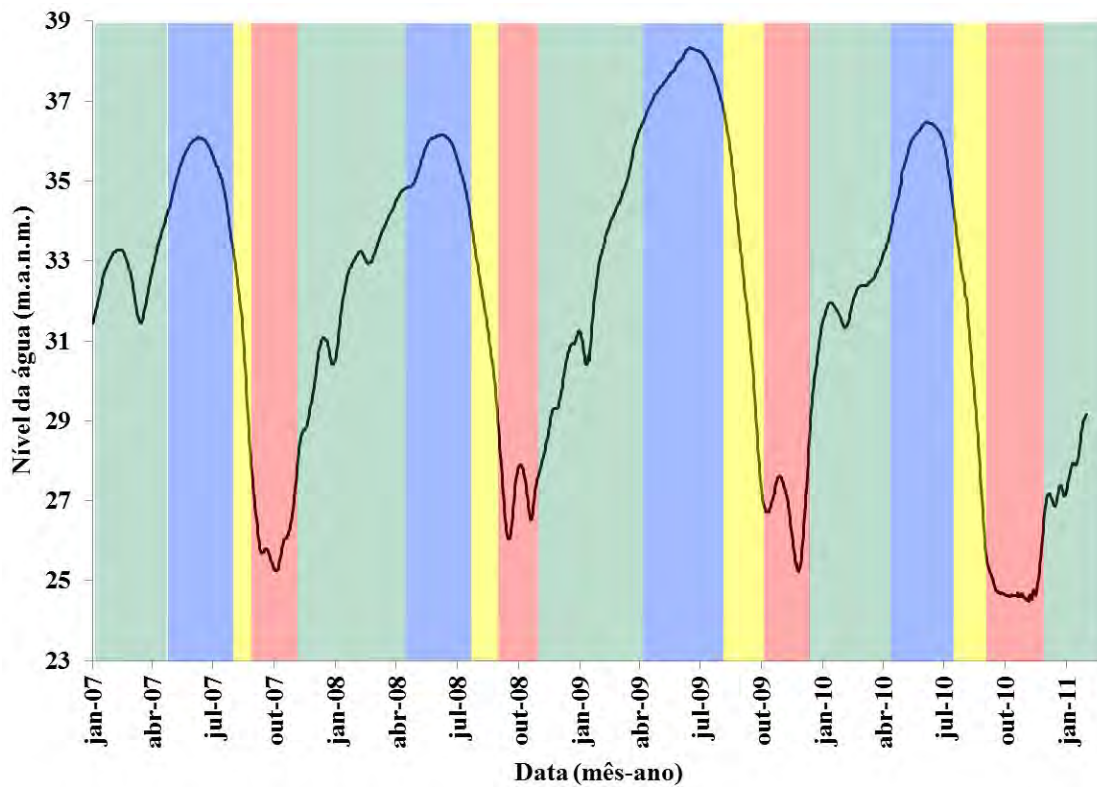


Figura 3.3: Variação do nível da água (metros acima do nível do mar) no período de Janeiro de 2007 a Janeiro de 2011 a partir de medidas da régua localizada no Lago Mamirauá, na RDSM. Os períodos coloridos indicam as fases do ciclo hidrológico: seca (vermelho), enchente (verde), cheia (azul) e vazante (amarelo).

¹ Os dados de precipitação foram cedidos pelos autores de Aragão et al, 2008. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. Phil. Trans. R. Soc. B (2008) 363, 1779–1785

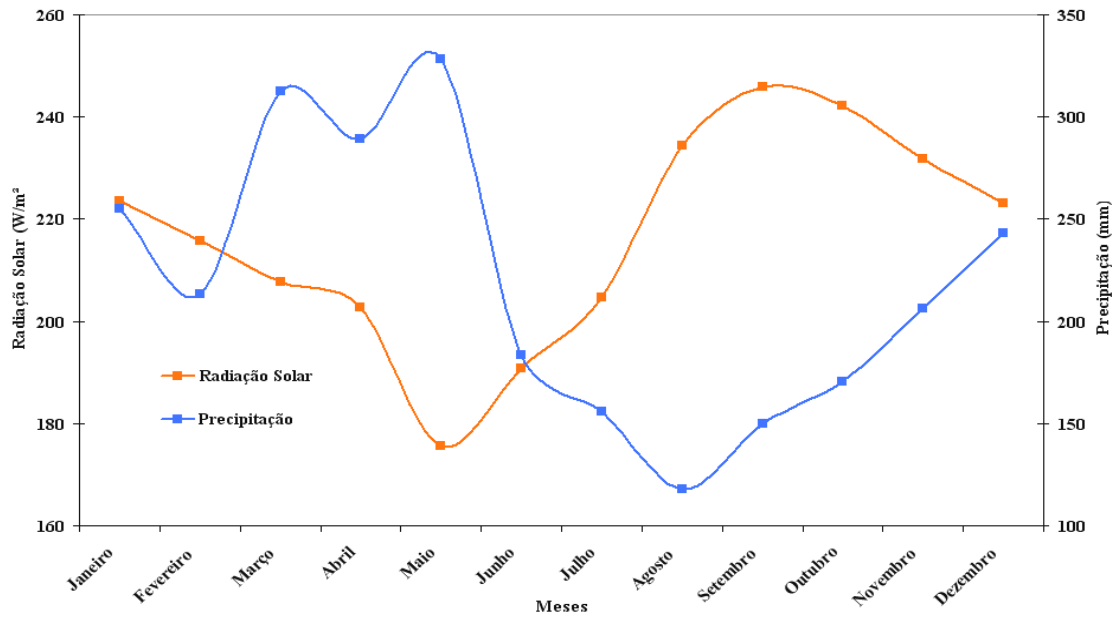


Figura 3.4: Média mensal da Radiação solar (W/m^2) e Precipitação (mm) na área de estudo no período de 2000 a 2006. Fonte: adaptado de Ceballos et al, 2004 e NASA, 2009.

A região é banhada por dois grandes rios, o Solimões e o Japurá, tanto de forma direta, evidenciada pela conexão com canais destes rios, como indireta, pelo transbordamento lateral dos rios durante o período de enchente/cheia. Esses rios possuem alta concentração de partículas em suspensão e dissolvidos e o pH variando entre 6,2 e 7,2 (Sioli, 1984) e somente o Solimões é responsável por 60% da carga de sedimentos da Bacia do Amazonas (MEADE, 1985; SEYLER; BOAVENTURA, 2001).

Apesar de o Rio Solimões ser de água branca, a intensa precipitação durante a época de cheia, com a formação de escoamento superficial e o transporte de material orgânico proveniente da floresta alagada e a deposição dos sedimentos dá aos lagos características de lagos de água preta, como baixa turbidez e alta concentração de COD (RUDORFF, et al., 2011, AFFONSO et al., 2011). Além das características da água, a paisagem e o modo de vida da população são afetados pelos ciclos naturais de abundância (cheia) e escassez (seca) de água. As fotos obtidas em maio de 2009 (período de cheia extrema), em julho de 2009 (início da vazante), em novembro de 2009 (seca) e em setembro de 2010 (período de seca extrema) ilustram as transformações que ocorrem na paisagem na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (Figura 3.5 e 3.6). Na cheia de 2009 o nível da água atingiu 36,11 metros acima do nível do

mar. A água invadiu todas as casas e escolas, e diversos moradores tiveram que se mudar temporariamente para as cidades mais próximas. Aqueles que não se mudaram, foram obrigados a levantar o nível do assoalho de suas casas, que são construídas sobre palafitas, para manter a casa não alagada. Ainda que isto obrigasse os habitantes a permanecerem curvados no interior de suas casas. Na comunidade de São Raimundo do Jarauá, que fica dentro da área de estudo, as aulas da escola local foram suspensas e a maioria dos moradores se deslocou para os municípios de Alvarães e Tefé, localizados a poucos quilômetros de distância.



Figura 3.5: Fotos da Comunidade São Raimundo do Jarauá, na RDSM, em quatro períodos diferentes: (A) cheia de 2009 (26/05/2009), (B) vazante de 2009 (15/07/2009), (C) seca de 2009 (15/11/2009), e (D) seca de 2010 (5/09/2010). Fotos: Affonso (2009, 2010).

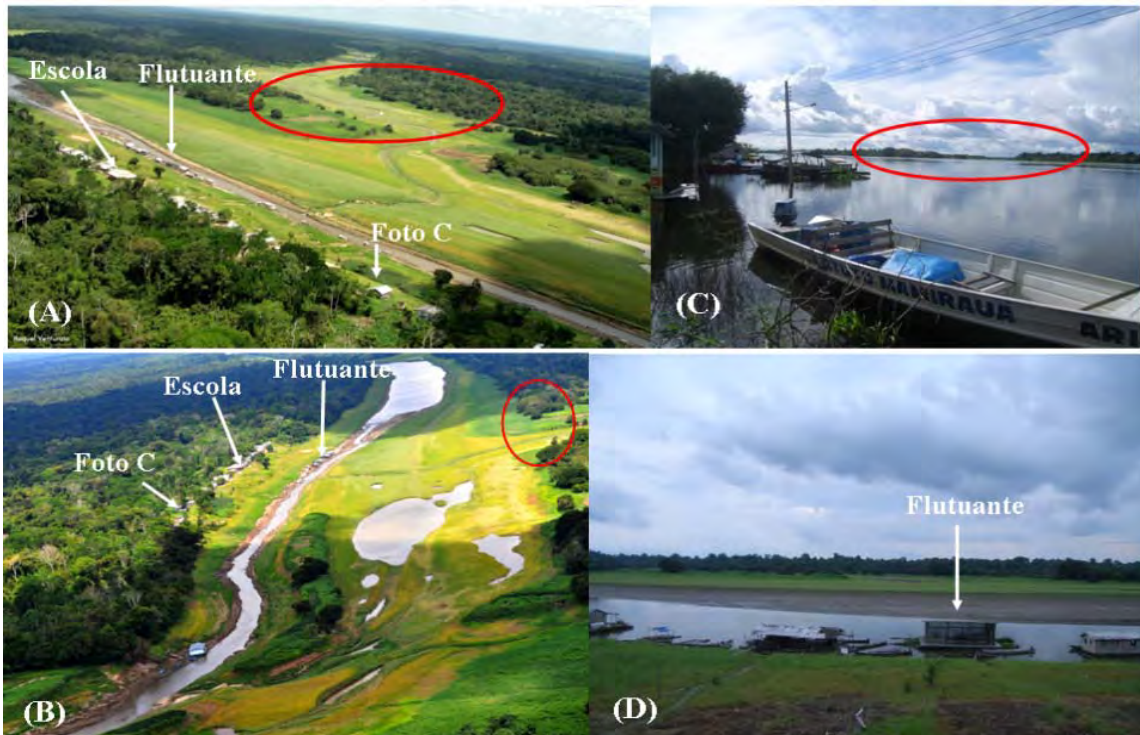


Figura 3.6: Fotos aérea e de campo da comunidade São Raimundo do Jarauá, na RDSM, (A e B) durante a seca de 2010, (C) cheia de 2009 e (D) seca de 2009. Em destaque nas figuras A e B: a escola municipal (mesma da figura 3.5), o flutuante da foto D, e em vermelho a entrada da Ressaça do Itu, destacada na foto C durante a cheia de 2009. Fotos A e B: Acervo Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (2010), e fotos C e D: Affonso (2009).

Segundo o Projeto RADAMBRASIL (1970), a região é caracterizada por uma vasta planície aluvial formada por sedimentos datados do Quaternário, compreendendo areias, siltes e argilas, de depósitos recentes e atuais, de planícies aluviais. A região é alagada periódica ou permanentemente, apresentando diques marginais, canais anastomosados e diversos lagos, temporários ou perenes. Os solos são aluviais eutróficos e Gley pouco húmico eutrófico, com argila de alta atividade e textura indiscriminada em regiões de contato entre formações pioneiras e a floresta aluvial densa em relevo plano.

A vegetação predominante é a floresta densa aluvial. No entanto, devido à variabilidade do relevo e, conseqüentemente, da intensidade e duração da inundação, existem três tipos de fitofisionomias florestadas, com estrutura e composi es bem distintas (JUNK, 1989; AYRES, 1993, WITTMAN, et al., 2002, WITTMAN, et al 2010, IDSM, 2010):

1) Restinga alta ou floresta de várzea alta: possui a maior riqueza de espécies, podendo chegar a 160 espécies/ha, e localiza-se nos terrenos mais altos da região. O período em que se submete à inundação varia de 2 a 4 meses, com uma altura de alagamento de até 2,5 m. Esse tipo de cobertura vegetal representa o estágio final clímax da sucessão na várzea de maior altitude, possuindo um dossel superior com 30-35 m de altura, e apresentando árvores emergentes com até 45 m de altura.

2) Restinga baixa ou floresta de várzea baixa: representa o estágio sucessional mais tardio da várzea, com 70 a 90 espécies/ha. O período de inundação dura de 4 a 6 meses, com uma altura de alagamento de 4 a 5 metros. As espécies mais abundantes são o mututi-branco (*Pterocarpus amazonicus*), o matá-matá (*Eschweilera albiflora*), a piranheira (*Piranhea trifoliata*) e a abiorana (*Neoxythece elegans*).

3) Chavascal: comunidade arbustiva baixa, esparsamente florestada, com um período de alagamento que varia de 6 a 8 meses, e a altura de inundação de 6 a 7 metros (Figura 3.7). Essa unidade possui pequena diversidade de espécies, mas elevada área basal por unidade de área. As espécies mais frequentes são a embaúba (*Cecropia latiloba*), a munguba (*Pseudobombax munguba*), carauçuzeiro, (*Symmeria paniculata*) e o louro-chumbo (*Nectandra amazonum*).



Figura 3.7: Vista aérea de uma região de chavascal à frente e ao fundo a região de floresta de restinga, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. Foto: Arraut (2008).

3.2. Procedimentos Metodológicos

A Figura 3.8 apresenta o fluxograma metodológico desenvolvido nesse trabalho. Para atingir os objetivos propostos foram utilizados dados do estoque do pirarucu e das características do ambiente estudado. Os dados do estoque foram derivados dos dados de contagem anual de pirarucu nos lagos da RDSM. No caso dos dados ambientais, foram utilizados os dados de sensores remotos para caracterizar a cobertura vegetal, a dinâmica da inundação, a cobertura de macrófitas, do espelho d'água e ainda para determinar a morfologia dos lagos e a distância do lagos a diferentes corpos d'água no seu entorno. Além disso, foram realizadas medidas em campo para caracterizar a limnologia dos lagos estudados, e ainda auxiliar as classificações com dados de verdade terrestre.

A metodologia específica será abordada em mais detalhes nos próximos tópicos.

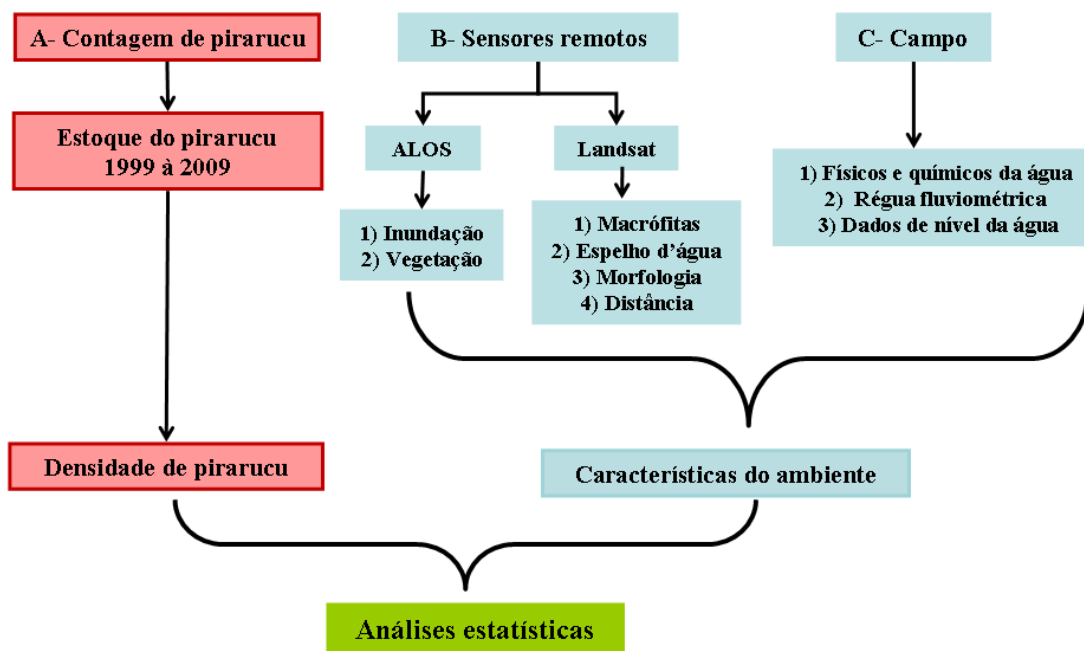


Figura 3.8 Fluxograma da metodologia adotada.

3.2.1. Dados de contagem de pirarucu

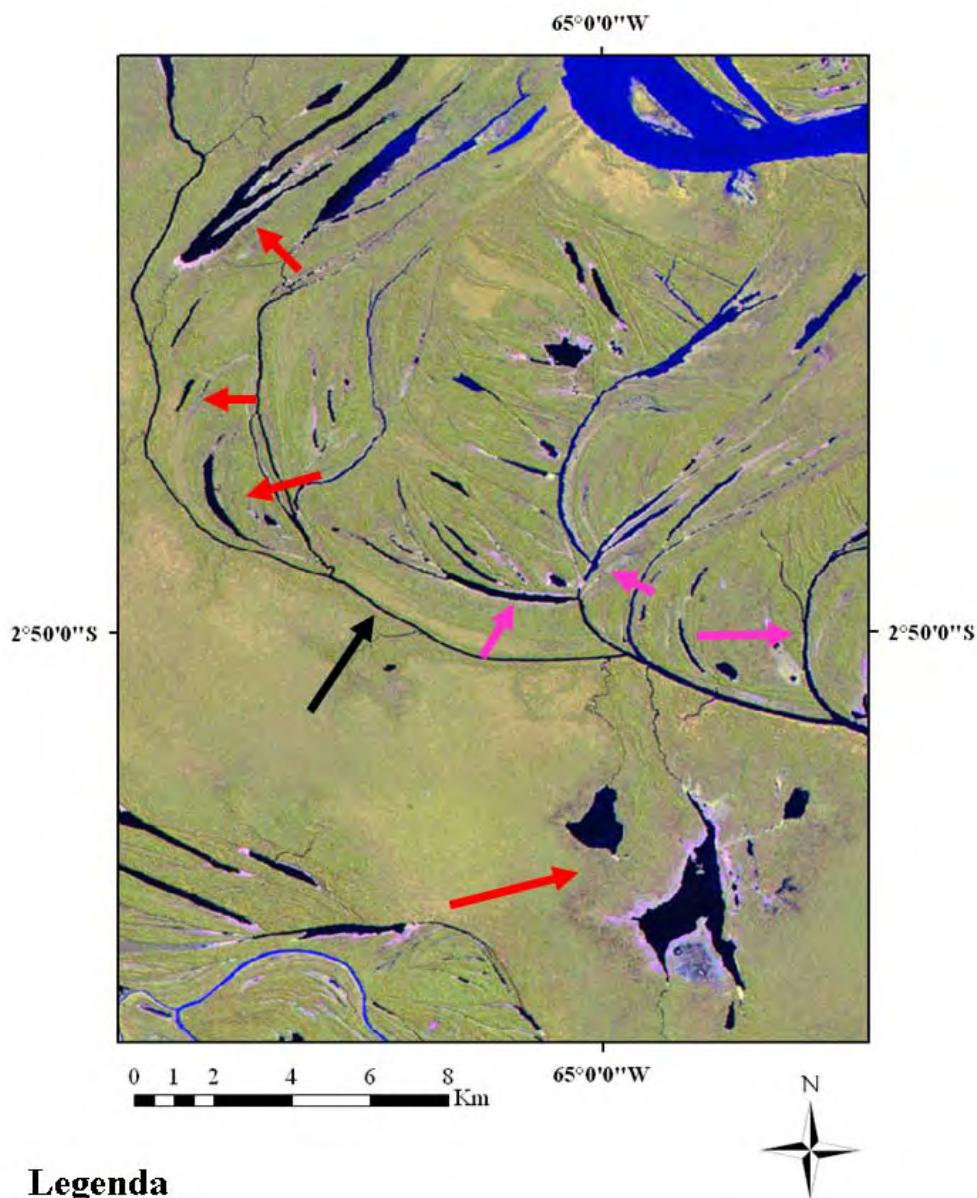
O levantamento anual de estoque, ou contagem do pirarucu, é baseado na capacidade que os pescadores artesanais experientes possuem de contar os indivíduos quando estes emergem para respirar (CASTELLO, 2004). A contagem é realizada em diversos ambientes, como lagos, canal principal (localmente chamado de paraná) e ressacas. A descrição de cada ambiente é apresentada na Tabela 3.1 e ilustrada na Figura 3.9.

Tabela 3.1: Descrição dos tipos de ambientes estudados na planície de inundação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá.

Ambiente	Descrição
Paraná	Canais que transportam as águas dos rios para os ambientes na planície de inundação. Estão conectados ao rio principal.
Lago	Lagos de vários tamanhos e formas, e que conservam a água durante todo o ciclo de inundação.
Ressaca	Tipo de lago raso que pode ou não secar completamente durante o período de seca. Paleo-meandros. Muitos perdem a conexão com o canal principal, ficando isolados na seca.

Fonte: adaptado de Castello, 2008.

Cada ambiente contado é dividido em unidades de amostragem (UAs), que variam de 0.01 a 2 hectares, de acordo com o tamanho e o grau de dificuldade em observar o pirarucu e ouvir a sua respiração (“boiada”). A presença de grandes bancos de macrófitas aquáticas e a espessura da vegetação da margem são exemplos de fatores que podem dificultar esta observação. Dependendo do corpo d’água sob avaliação, um grande número de UAs pode ser estabelecido, podendo variar de 3 UAs até 143 UAs num único lago. Após a delimitação das UAs, os pescadores, dentro das canoas ou na margem do ambiente de pesca, contam os pirarucus maiores que 1 metro continuamente por 20 minutos, a medida que eles vêm à superfície para respirar. A estimativa do comprimento do animal é feita pela observação da região dorsal do peixe e da audição de sua respiração, sendo classificados da seguinte forma: a) juvenis: animais entre 1 e 1.5 metros de comprimento; b) adultos: animais maiores que 1.5 metros (o que corresponde ao tamanho mínimo de captura pela legislação Brasileira). No entanto, as contagens não são realizadas em condições de vento e/ou chuva, pois elas reduzem a visibilidade e a percepção auditiva dos pescadores. Este tipo de levantamento de estoque fornece informações fundamentais para o bom desempenho da pesca manejada, tais como a quantidade de indivíduos existentes em um determinado corpo d’água, e sua distribuição nas amplas classes de tamanho aproximado.



Legenda

- Lagos
- Ressacas
- Paraná

Figura 3.9: Imagem Landsat/TM de 28/9/2008, e os tipos de ambientes estudados. Em destaque são alguns exemplos dos lagos, ressacas e paraná (canal principal).

A contagem é um método de levantamento de estoque corroborado por uma avaliação realizada por meio da comparação entre as contagens realizadas pelos pescadores e as estimativas realizadas pelo método de marcação e recaptura da mesma população (CASTELLO, 2004). O autor realizou uma série de experimentos em 12 lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, durante a qual os pescadores

realizaram a contagem, segundo a metodologia descrita anteriormente, seguida pela estimativa da população por meio do método de marcação e recaptura. Os animais maiores que 1 metro foram capturados, medidos, marcados e soltos no mesmo local, em todos os lagos da amostra abrangendo toda a área do lago. A medida que o número de peixes marcados ia aumentando, o número de recapturas (peixes já marcados e soltos) também aumentava. A amostragem foi realizada até que o número de peixes marcados atingisse pelo menos 70% do número de indivíduos estimados pelo modelo, aperfeiçoando a acurácia da estimativa. O resultado mostrou que a contagem é fortemente correlacionada com a estimativa de abundância calculada pelo método de marcação e recaptura ($r^2=0.96$, com nível de significância de 5%). Dessa forma, o método de contagem se mostrou capaz de estimar a população de vários lagos em apenas alguns minutos (vários pescadores trabalhando em lagos diferentes) enquanto o método de marcação e recaptura levaria uma média de 2 semanas e muitos recursos para se chegar ao mesmo resultado.

3.2.1.1. Seleção e preparação dos dados de contagem

Foram selecionados os lagos com pelo menos 7 anos de observações para que os valores médios de contagem fossem mais representativos do comportamento da série temporal (1999 à 2010). Com essa seleção, o número total de lagos estudados passou de 87 para 59 lagos.

Estudos anteriores (ARANTES, et al., 2011) já haviam relacionado a abundância absoluta de pirarucu num determinado lago (número de indivíduos) à área e à profundidade do lago (quanto maior e mais profundo o lago maior a abundância de pirarucu, ou seja, o número de indivíduos).

Como no presente estudo, a questão principal era isolar os fatores ambientais que afetam a variabilidade espacial da população de pirarucus, foi adotada a densidade como variável a ser investigada, pois indica a abundância relativa do pirarucu, independentemente da dimensão do sistema aquático.

Além disso, utilizou-se também a abundância total anual (soma dos indivíduos de todos os lagos) para uma análise temporal do sistema de lagos em relação a dinâmica anual de macrófitas aquáticas, nos períodos de cheia e seca.

A densidade anual de pirarucu total (jovens e adultos) para cada lago foi calculada com base na área total do lago, determinada a partir das imagens de satélite (descrita no item 3.6.2.2.1.).

A partir da densidade anual de cada lago, para todos os anos da série histórica, calculou-se então a densidade média de cada lago, como uma medida que indicaria a abundância relativa de pirarucu para o intervalo de tempo considerado.

Com isso, a densidade média foi utilizada para classificar os lagos em termos de sua abundância relativa. Para isso foram calculados os quartis da distribuição, resultando nas seguintes classes de densidade média: A) Densidade muito baixa: primeiro quartil, com densidade variando de 0,04 à 1,09 ind/ha; B) Densidade baixa: mediana, densidade variando de 1,21 à 3,53 ind/ha; C) Densidade média: terceiro quartil, densidade variando de 3,78 à 8,41 ind/ha; e D) Densidade alta: quarto quartil, com densidade variando de 9,39 à 45,66 ind/ha (Figura 3.10).

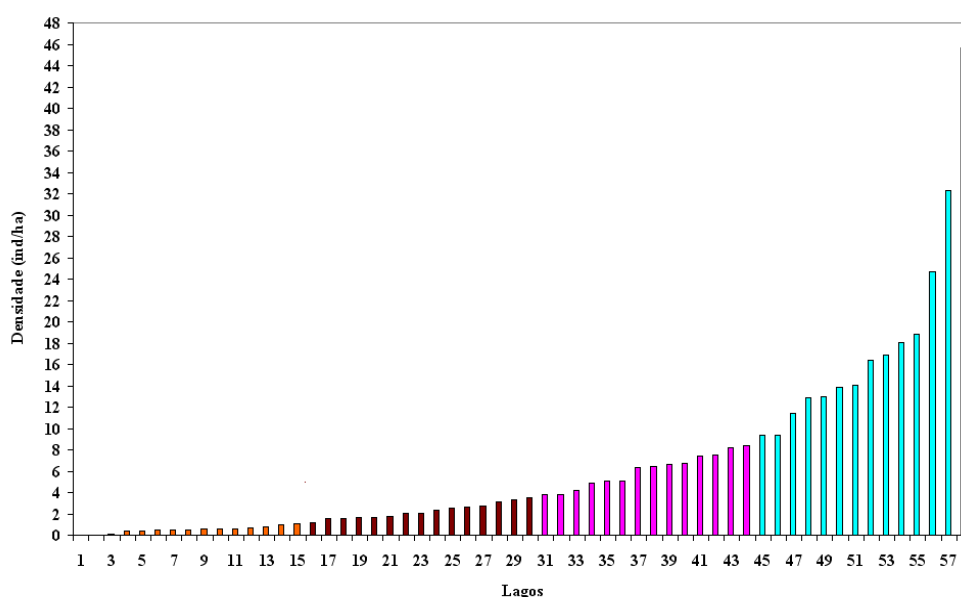


Figura 3.10: Quartis de densidade de pirarucu nos lagos. Primeiro Quartil: 0,04 à 1,09 ind/ha (laranja), segundo quartil: 1,21 à 3,53 ind/ha (marrom), terceiro quartil: 3,78 à 8,41 ind/ha (rosa), quarto quartil: 9,39 à 45,66 ind/ha (azul).

Esses dados foram então utilizados para avaliar a relação entre a abundância relativa de pirarucu e as características ambientais dos lagos derivadas das imagens de satélite através de análises qualitativas e quantitativas, que serão descritas nos próximos itens.

Além disso, os dados de densidade média anual de cada classe foram utilizados para a criação de modelos de regressão linear para avaliar a tendência de crescimento da

população de pirarucu ao longo da série temporal (1999 à 2009). Essa análise foi realizada para avaliar se existe um padrão semelhante de incremento da população em todas as classes, como resultado do manejo do pirarucu. Como o número de amostras é muito pequeno, e tendo em vista a grande variabilidade interanual na densidade do pirarucu nas diferentes classes de densidade foi realizada uma simulação utilizando o Método de Monte Carlo para testar a grau de confiabilidade da variação explicada pelos modelos ajustados as diferentes classes de densidade. Essa técnica utiliza a distribuição de probabilidade de um determinado evento, e a partir de uma sequência de números aleatórios gera outros possíveis valores para aquele evento, e conseqüentemente avalia a potencialidade do modelo. Para cada modelo (classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4) foram feitas 10.000 simulações e analisada a frequência em que o novo modelo gerado apresentava um r^2 igual ao modelo original ($p=0,05$), e dessa forma, testou se o modelo da variação da densidade ao longo dos anos era significativo ou não.

3.2.2. Dados de nível da água

Os dados de nível da água utilizados nesse estudo são resultantes da medição da cota diária a partir da régua localizada no Lago Mamirauá na RDSM. Esses dados são disponibilizados gratuitamente no site do Instituto Mamirauá (<http://www.mamiraua.org.br/fluviometrico/>) e possuem medição contínua desde 1991.

Foram calculadas as derivadas anuais com o objetivo de identificar a duração do período de vazante. Calculou-se a primeira derivada da cota diária para determinar a taxa média diária de variação do nível da água para cada ano. Esse método foi utilizado por Barbosa (2005) para determinar os estados da planície (enchente, vazante, cheia e seca). O pressuposto é que a análise da derivada permite identificar o momento em que o nível da água começa a aumentar ou diminuir de modo consistente. Dessa forma, o período de vazante foi determinado como o período posterior o momento em que a taxa de variação é zero e tem início a uma taxa de variação negativa, ou seja, o nível da água está diminuindo, e a planície está se esvaziando. Para determinar o fim da vazante e o início do período de seca considerou-se o momento em que a taxa média diária atingiu o seu máximo e então passou a oscilar em taxas cada vez menores até atingir novamente o ponto de inflexão (zero) e voltar a ter taxas positiva. Assim sendo, pode ser observado na Figura 3.11 que o início da vazante relaciona-se ao momento em que taxa zero de variação da cota é seguida por taxas negativa de variação do nível da água (quando o nível da água fica estável) e o momento em a taxa de variação da água atinge o seu

máximo de variação negativa. O aumento das taxas negativas e a maior velocidade da descida da água são indicadores de que ela está se retirando da floresta e dos lagos e se concentrando em canais. Após esse momento o nível da água continua a descer, mas apresentando taxas sucessivamente menores, respondendo localmente a variações de precipitação. Provavelmente nesse momento os lagos já estão isolados e os pirarucus já selecionaram os lagos para permanecerem durante a fase de seca. Segundo os dados dos Ibuttons, utilizados nesse estudo, no ano hidrológico de 2008 à 2009, no mês de setembro, a floresta não estava mais alagada, e dessa forma, os pirarucus já estariam dentro dos lagos e canais.

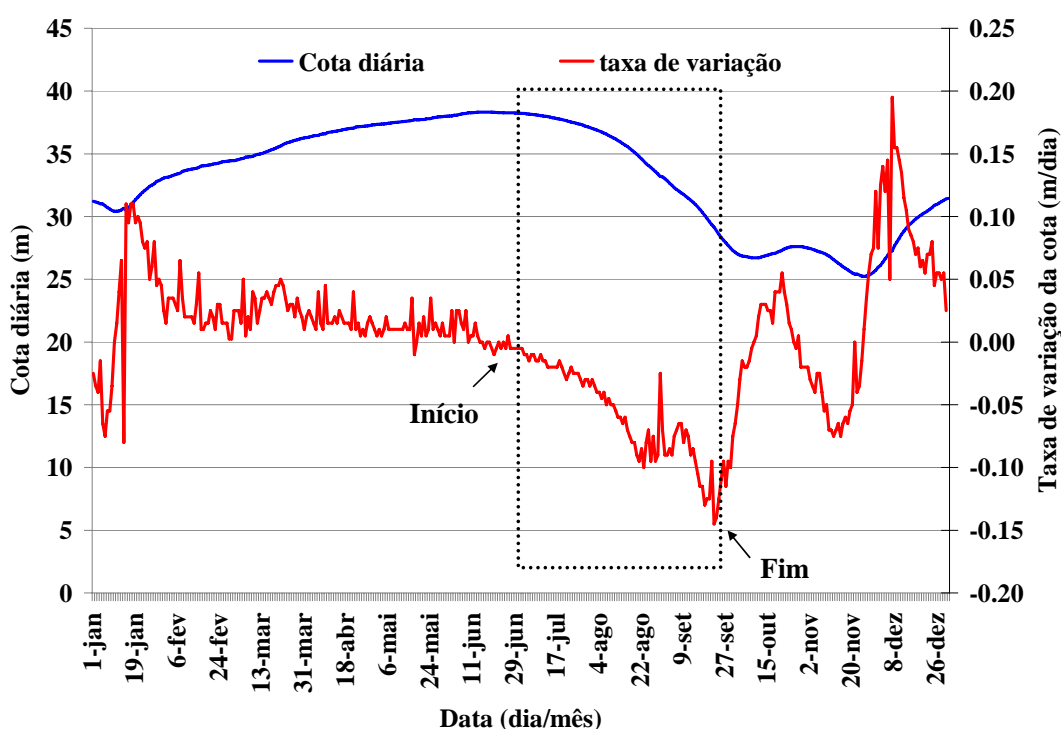


Figura 3.11: Taxa média de variação do nível da água e cota diária no ano de 2009, bem como o período de início e fim da vazante.

Além disso, foram analisadas as séries temporais da hidrógrafa de Mamirauá com o objetivo de separar os vários componentes de variabilidade: 1) a normal climatológica; 2) as variações cíclicas; 3) as variações sazonais; 3) a tendência ao longo da série.

A normal climatológica de uma variável climática é o valor médio correspondente a um número de anos suficiente para que se possa admitir que ele represente a condição mais provável de ser observada. Embora a Organização Meteorológica Mundial (OMM) tenha fixado em 30 anos o tamanho das séries temporais para o cálculo das normais climatológicas (30 anos começando no primeiro ano de cada década

(1901-30, ..., 1931-1960, 1941-1970, ..., 1961-1990, 1971-2000, 2001-2030 e assim sucessivamente), a estação de Mamirauá foi implantada apenas em 1991. Portanto, a "normal" calculada, não corresponde estritamente ao conceito da OMM, mas permite determinar as condições médias da série a partir da qual se poderá hierarquizar os anos em relação a um padrão local. Como não se trata da normal "strictu sensu", adotou-se o nome de Média temporal, mas o seu cálculo é equivalente ao da normal climatológica e o seu significado também.

Na Figura 3.12 a cota de cada mês corresponde à média das cotas de todos os dias de cada mês, em todos os anos para os quais se dispõe de dados. Outro descritor importante das séries temporais é o da Média de Longo Prazo (MLP) que nada mais é do que média geral da série ao longo de todos os dias de medição. Na Figura o MLP é o valor médio (constante) ao longo da série. Ele representa a média de todas as observações de cota da série temporal. Em hidrologia convencionam-se definir o início da enchente como a data em que a cota "normal" intercepta a MLP com derivada positiva, e início da vazante como a data em que a cota "normal" intercepta a MLP com derivada negativa.

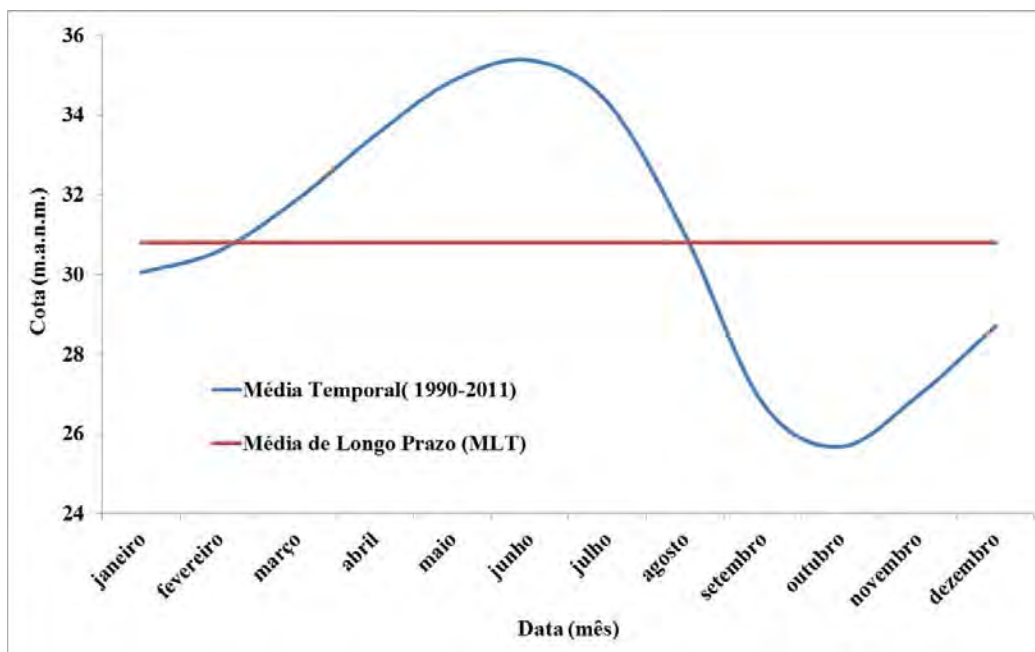


Figura 3.12: Média temporal (1990 à 2011) e a Média de Longo Prazo (MLP) do nível da água da região de estudo.

3.2.3. Caracterização limnológica dos lagos

Foram realizadas quatro campanhas de campo nos lagos da planície de inundação das margens esquerda e direita do rio Japurá, e também nos principais rios (Japurá e Solimões) em 2008 (período de seca), 2009 (cheia e seca) e 2010 (seca), com o objetivo de caracterizar a variabilidade espacial e temporal das propriedades físicas e químicas da água.

A temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L) foram medidos em 3 profundidades (superfície, profundidade Secchi e no limite da zona eufótica) utilizando uma sonda multiparâmetro YSI. Amostras de água foram coletadas para a determinação dos seguintes parâmetros em laboratório: clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{L}$), carbono orgânico dissolvido (mg/L), carbono inorgânico dissolvido (mg/L), material em suspensão orgânico (mg/L), material em suspensão inorgânico (mg/L), nitrogênio total (mg/L) e fósforo total (mg/L).

Para análise da clorofila-a, do material orgânico e inorgânico em suspensão, as amostras de água foram filtradas (filtro de fibra de vidro de 0.5-0.7 μm da Whatmann GF / C) e armazenados com sílica em gel a 0°C até análise em laboratório, segundo metodologia de Nush (1980) e Wetzel e Likens (1991), respectivamente. As concentrações de Fósforo Total e Nitrogênio Total foram determinadas segundo Valderrama (1981) e Golterman et al. (1978), nessa ordem, e as frações inorgânica e orgânica do carbono foram calculadas segundo Eaton et al. (1995).

O número de amostras variou de uma fase da hidrógrafa para outra (Tabela 3.2, Figura 3.13 e 3.14) em lagos cuja superfície de espelho d'água a se modificou de uma fase para a outra ou quando houve limitação ao acesso a lagos e regiões da várzea. Em relação a lagos localizados na margem esquerda do Rio Japurá, a amostragem foi realizada somente durante o período de cheia em 2009, devido ao acesso limitado durante as campanhas de seca. Além disso, a transparência da água e a profundidade dos corpos d'água foram reduzidas a tal ponto de não ser possível a medição em três profundidades. Desta forma, as estações de coletas foram classificadas em: 1) Completas: onde foram feitas coletas de água para análise em laboratório e também foram obtidas medidas com a sonda YSI (três profundidades, salvo as exceções); 2) Incompletas: onde foram realizadas somente medições com a sonda YSI.

Tabela 3.2 Número de pontos amostrais por tipo de amostragem nas diferentes datas de amostragem de campo.

Fase da Hidrógrafa	2008 seca	2009 cheia	2009 seca	2010 seca
Tipo de amostragem/Data	24/11 a 29/11	20/05 a 11/06	11/11 a 10/12	29/08 a 07/09
Completa				
<i>Superfície</i>	NA	41	75	45
Incompleta				
<i>Superfície</i>	50	136	97	64
<i>Secchi</i>	48	136	21	32
<i>Limite da zona eufótica</i>	44	136	57	31

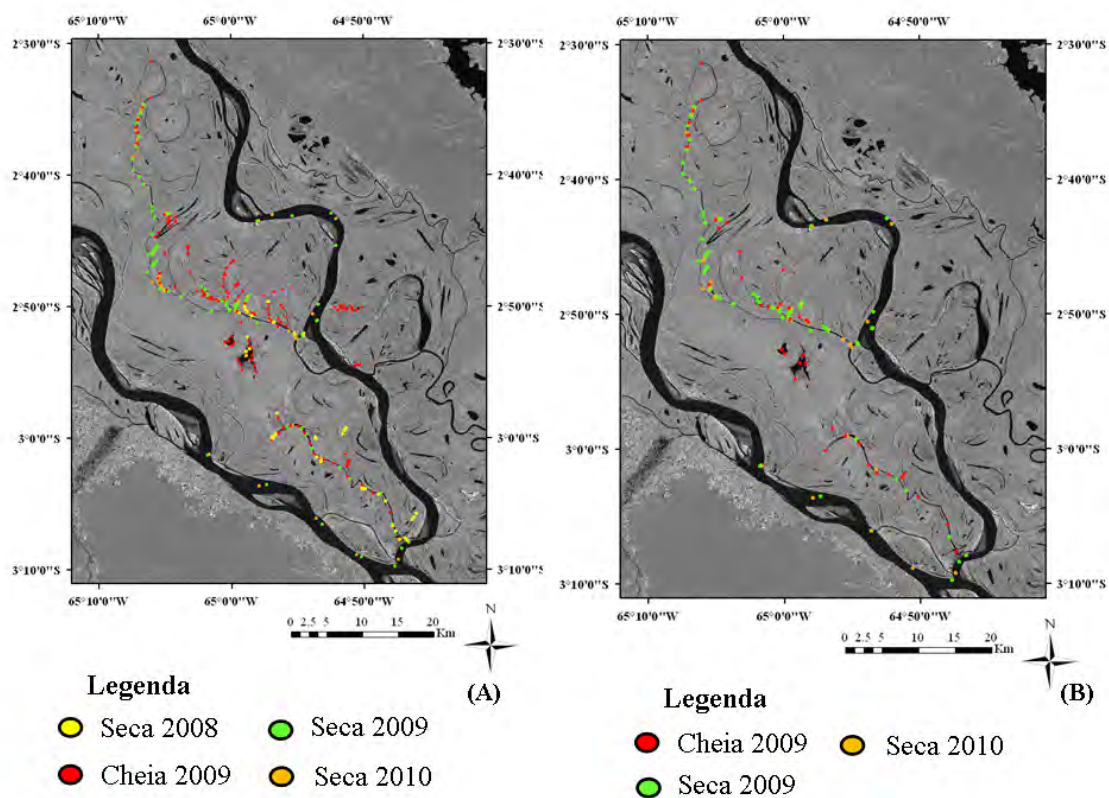


Figura 3.13: Banda 4 da imagem Landsat 5 TM de 28/9/2008, com as estações de amostragem incompleta (A) e completa (B).

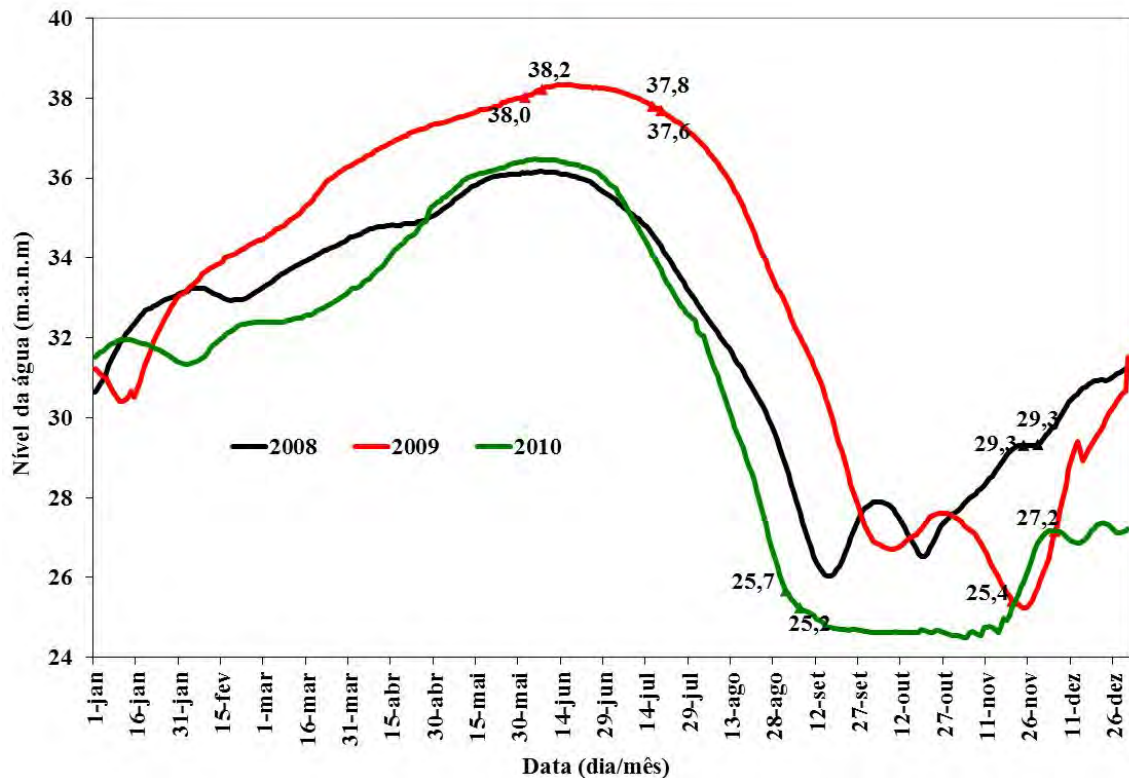


Figura 3.14: Variação do nível da água (metros acima do nível do mar), derivadas das medições da régua localizada no Lago Mimirauá, durante as campanhas de campo de 2008, 2009 e 2010 e os respectivos valores do nível da água no início e no final de cada missão de campo.

Os dados foram submetidos ao teste não paramétrico para duas amostras Kolmogorov-Smirnov ($p < 0.01$) (Sokal e Rohlf, 1979), para investigar se existiam diferenças significativas nas propriedades da água entre as amostras coletadas em: i) diferentes fases do pulso de inundação (seca e cheia); ii) nas diferentes margens do Rio Japurá; iii) entre os rios Solimões e Japurá, e ainda iv) entre os eventos distintos de seca.

O teste de duas amostras Kolmogorov-Smirnov utiliza a distância máxima (D_{max}) entre as distribuições de frequência cumulativa de duas amostras, e se o D_{max} for maior do que o valor crítico (D_{crit}) obtido de uma tabela, então as amostras são de distribuições diferentes.

3.2.4. Caracterização do habitat

A caracterização do habitat foi realizada a partir da extração de informações derivadas de dados de sensoriamento remoto e de campo, com o objetivo de obter para cada lago as seguintes medidas:

- i) Duração da inundação da floresta em uma zona tampão de 400 metros ao redor dos lagos, no período de 2006 à 2009;
- ii) Porcentagem de área dos diferentes tipos de vegetação em uma zona tampão de 100 metros ao redor dos lagos;
- iii) Porcentagem da área ocupada por macrófitas aquáticas nos lagos nos períodos de cheia e seca, entre 1999 e 2009;
- iv) Porcentagem da área do espelho d'água nos lagos nos períodos de cheia e seca, entre 1999 e 2009;
- v) Morfologia dos lagos (tipo e desenvolvimento perimetral);
- vi) Distância ao corpo d'água mais próximo, ao canal principal e aos Rios Solimões e Japurá.

Foram determinadas duas zonas tampão. Uma para a análise da área de floresta alagada e outra para a análise do tipo de vegetação no entorno dos lagos. Para a primeira análise, foi determinada uma zona tampão de 400 metros, levando em consideração a imagem de menor resolução espacial (100 metros- ALOS/SCANSAR), e de que essa faixa está associada a uma maior utilização do animal da área em torno do seu lago de origem, pois mesmo durante a cheia, ele costuma retornar aos lagos para se alimentar (Queiroz, 2000). Para a segunda análise foi determinado uma zona tampão de 100 m, levando em consideração a resolução da imagem utilizada (12,5 m ALOS/FINE BEAM) e o fato de que o tipo de vegetação mais próxima do entorno do lago irá influenciar diretamente suas características.

Os mapas de floresta inundada e do uso e cobertura da terra foram gerados e disponibilizados pela Dr. Laura Hess e equipe enquanto Pesquisadora Visitante junto à Divisão de Sensoriamento Remoto do INPE, no âmbito do projeto “Mapeamento da vegetação e da hidrologia das áreas alagáveis da Amazônia com imagens SAR e ópticas: aplicações em biodiversidade e planejamento da conservação” financiado pela FAPESP (2007/07809-9). Da mesma forma, as imagens do sensor PALSAR (Banda L), a bordo do satélite ALOS, dos modos SCANSAR e FINE utilizadas na geração dos mapas, foram disponibilizadas por meio do Programa ALOS Kyoto & Carbon (K&C) Initiative (ALOS KYOTO & CARBON SCIENCE PANEL 2006; LOWRY, et al., 2009).

3.2.4.1. Caracterização da área de floresta inundada

A extensão espacial, a duração e a intensidade da inundação são componentes chaves para o funcionamento dos ecossistemas de várzea. Para avaliar o efeito da dinâmica de inundação na abundância de pirarucu foi realizada a determinação da área inundada por meio da classificação de imagens de radar ALOS/SCANSAR e a criação de réguas fluviométricas com sensores de temperatura (termo-sensores ou iButtons) em árvores para a validação dos mapas de inundação (AFFONSO et al., 2011; HESS et al., 2011).

3.2.4.1.1. Réguas Fluviométricas

Os termo-sensores são chips de computador encapsulados em 16 mm de aço inoxidável os quais registram, em períodos predeterminados, os valores de temperatura do ambiente externo ao longo do tempo (Figura 3.15). Como a frequência de variação da temperatura do ar é muito maior do que a da água, a alternância entre estados de estabilidade e variações de alta frequência, ao longo do tempo, permite determinar as oscilações do nível da água em cada região e assim identificar o momento em que a inundação ocorreu (HARLEY; HELMUTH, 2003). Esses sensores já foram utilizados para monitorar a temperatura de regiões costeiras nos Estados Unidos com o objetivo de identificar as regiões termicamente inadequadas para os mexilhões (HELMUTH et al., 2002, HELMUTH et al., 2006), e também para identificar o regime de maré em áreas inudáveis no estado do Oregon, Estados Unidos (TULLY, 2007).

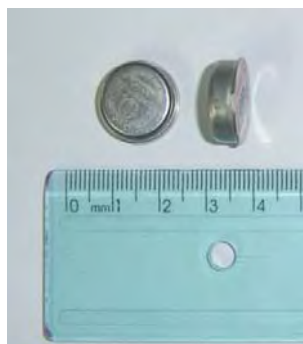


Figura 3.15 Termo sensores, modelo DS1921H, manufaturado por Maxim Integrated Products.

- Instalação

Foram instalados 130 sensores de temperatura, Thermochrons iButton (TiBs) (Scanning Devices Inc.) em 23 estações (árvores na planície de inundação), em diferentes posições do tronco equidistantes de 50 centímetros no período de seca (novembro) do ano de 2008. Para cada estação foi registrada a altitude em relação ao nível do mar, com auxílio

do equipamento GPS Trimble com recepção Omnistar, sendo que a altitude de cada TiB foi derivada a partir da altitude de cada estação e a sua altura em relação ao solo. (Figura 3.16).

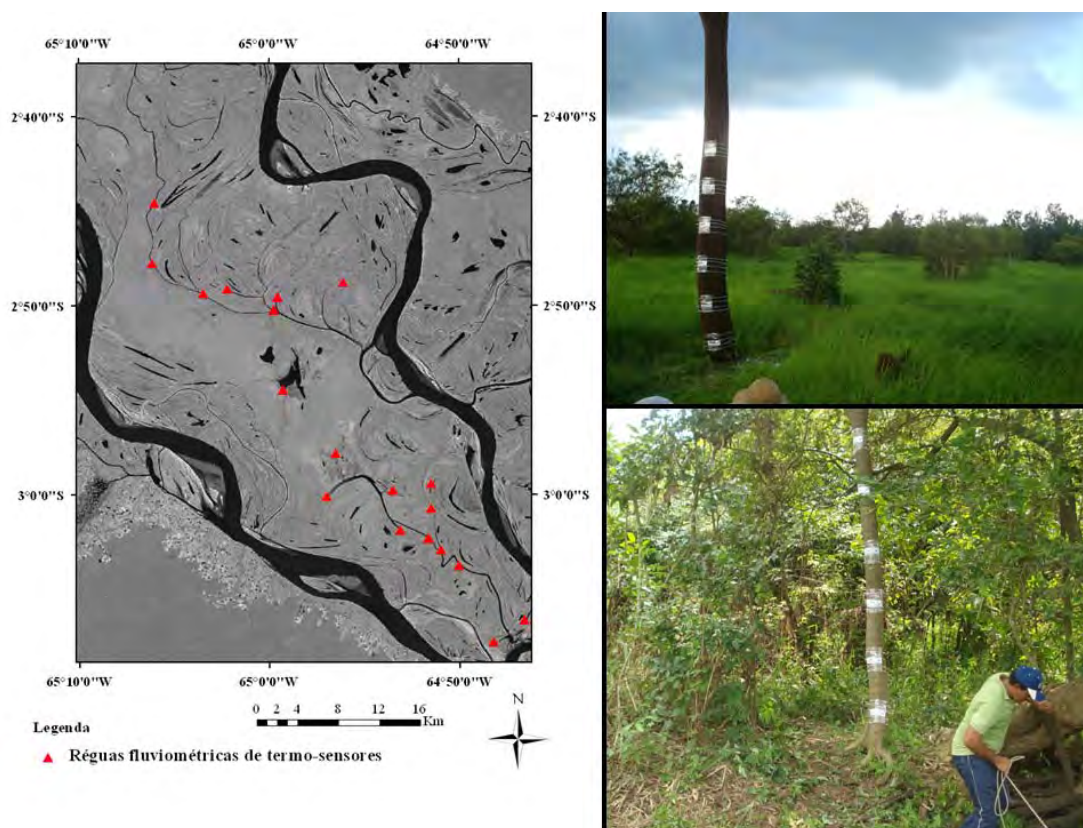


Figura 3.16: Imagem de radar do ALOS/SCANSAR com a localização das réguas fluviométricas de termo-sensores instaladas em campo (a esquerda) e os sensores instalados nas árvores em campo na RDSM (a direita).

Os TiBs, registraram a cada 4 horas, durante 1 ano, a temperatura do ambiente externo e o horário de coleta. Em novembro de 2009, 94 sensores foram recuperados, 10 não foram encontrados no local, e 26 ainda não foram recuperados, pois não foi possível o acesso devido à intensidade da seca de 2009 e 2010. Desses 94, apenas 45 tiveram seus dados corretamente recuperados (HESS et al., 2011).

- Determinação da data de inundação

Os dados de temperatura foram extraídos com o aplicativo OneWireViewer (Maxim Integrated Products, Inc) resultando em seis valores diários de temperatura no período de 1/12/2008 até 4/11/2009. Para cada TiB foi calculada a variância diária da temperatura, a qual foi utilizada para definir a data da inundação, para cada Ibutton em cada ponto amostral.

Para determinar a data de cada evento de inundação, (A - TiB inundado), que caracteriza a inundação em um dado ponto, e de término da (B- TiB não inundado) que caracteriza o início da vazante, foi estabelecido um critério que permitisse estabelecer um limiar de corte nos valores de variância, o qual poderia ser usado para todos os sensores.

O limiar de corte foi determinado por meio da análise dos dados de variância diária da temperatura da água (registradas a 0,3, 1, 3, e 15 metros de profundidade) e do ar, no período de 8/6/2009 a 25/10/2010, medidos pelo Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental (SIMA) (Stech et al, 2004) localizada no Lago Mampirauá, e também pela análise dos dados de variância diária da temperatura dos Ibuttons colocados na régua de medição do nível da água em Mampirauá do período de 1/12/2008 até 4/11/2009.

Para os dados do SIMA foram calculadas as frequências da variância da temperatura diária da água para cada profundidade (0,3, 1, 3, e 15 metros de profundidade) e da variância da temperatura diária do ar. As Tabelas 3.3 e 3.4 apresentam a frequência (número de observações e porcentagem) dos valores de variância da temperatura da água (nas diferentes profundidades) e do ar (dos dois sensores) em diferentes faixas de variação. Foi observado que a variância da temperatura da água é bem menor do que a variância da temperatura do ar. Além disso, 100% das observações da variância da água nas maiores profundidades (1 a 15 metros) apresentam variâncias muito baixas, menor do que 0,9. No caso da temperatura na sub-superfície (0,3 m), 4% das observações apresentam uma variância maior do que 2, frequente na temperatura do ar, mas decorrente da intensidade do vento que ocasionou a movimentação da coluna d'água (na sub-superfície, que está mais sujeita a ação dos ventos) causando mudanças bruscas na temperatura capturada pelo termosensor. No entanto, 83% das observações da variância da temperatura nessa mesma profundidade foi menor do que 1,8.

Tabela 3.3: Frequência de observações (N) dos valores de variância da temperatura da água registrados pela cadeia de termistores no SIMA, em 0,3, 1, 3 e 15 metros de profundidade, e a porcentagem em relação ao número total das amostras.

		Profundidade	Variância	Porcentagem	N.
Água	0,3		0,001 - 0,12	62%	70
			0,13 - 0,4	14%	31
			1 - 1,8	7%	8
			2 - 6	4%	5
	1		0,0009 - 0,02	65%	73
			0,03 - 0,1	25%	28
			0,11 - 0,9	10%	11
	3		0,001 - 0,008	66%	75
			0,01 - 0,04	26%	29
			0,05 - 0,9	8%	9
	15		0,001 - 0,006	91%	103
			0,008 - 0,01	9%	10

Tabela 3.4: Frequência de observações (N) dos valores de variância da temperatura do ar em dois diferentes sensores, e a porcentagem em relação ao número total das amostras.

		Sensor	Variância	Porcentagem	N
Ar	Sensor 1		0,4 - 0,9	8%	9
			1 - 2	11%	12
			2 - 4	19%	21
			4 - 17	62%	70
	Sensor 2		0,2 - 0,9	10%	11
			1 - 2	14%	16
			2 - 4	19%	21
			4 - 15	57%	64

Em relação à variância na temperatura do ar, observa-se o inverso, a maior parte das observações apresentam com frequência uma variância superior a 4. No entanto, a grande maioria está bem acima de 96 % os valores de variância da temperatura da água, ou seja, o valor 1,8. Dessa forma, foi selecionado o valor de variância da água de 1,8 como limiar de corte para os dados dos TiBs.

Para verificar se este valor poderia ou não definir a data de inundação, foram realizadas as seguintes análises com os dados de variância dos Tibs localizados na régua fluviométrica do Lago Mimirauá:

- 1) Definição da data de inundação e de vazante pelo valor de corte: Quando os valores de variância diária da temperatura dos TiBs da régua fossem continuamente menores do que 1,81 seria considerado como o início do evento de inundação que perduraria até o momento em que a variância ultrapassasse o valor de corte. Dessa forma, para cada TiB foi determinada a data de inundação e de vazante.
- 2) Definição da data de inundação e de vazante pela informação da régua: A partir dos dados de nível d' água da régua do Lago Mimirauá, foi possível identificar as datas de inundação e de vazante para cada Tib. Como os Tibs estavam em uma altura conhecida (marcada na régua), quando o nível da água atingisse uma dada altura, seria identificada a data de inundação do referido TiB.
- 3) As datas foram comparadas e o limiar 1,8 apresentou uma alta correlação ($r^2=0.97$, $p < 0.05$), ou seja, a data de inundação determinada pelo limiar foi similar a data de inundação dada pela régua fluviométrica.

Dessa forma, o limiar de 1,81 foi utilizado para os dados de todos os TiBs, sendo possível identificar a data de enchente e de vazante para cada estação para cada TiB, analisar e o comportamento espacial da inundação na região, e validar os mapas de inundação derivados das imagens de radar apresentados abaixo.

3.2.4.1.2. Determinação da área de floresta inundada derivada das imagens ALOS/PALSAR

Nessa análise foram utilizadas 20 imagens do sensor PALSAR (Banda L) a bordo do satélite ALOS, obtidas no modo SCANSAR, adquiridas pela JAXA entre 14/11/2006 e 7/7/2009, referentes à órbita/ponto 427/3650, com resolução espacial de 100 metros e frequência de aquisição a cada 40 dias (HESS et al 2011).

A Figura 3.17 apresenta o nível da água ao longo das datas das imagens de radar e a data de cada imagem PALSAR utilizada. Na Tabela 3.5 é apresentado o nível da água de cada data. Observe que o período analisado é composto por dois anos hidrológicos completos e pelo início do terceiro, em 2009, com 5 imagens representativas do período

de seca, 6 do período de cheia, 7 do período de enchente e 2 da vazante. Apesar de o nível da água da imagem do dia 6 de abril de 2009 ter sido muito elevado, justamente pela grande cheia que ocorreu naquele ano, o mês de abril é considerado como o período de enchente, pois a água ainda estava subindo naquela data. Dessa forma, essa imagem foi considerada como data de enchente.

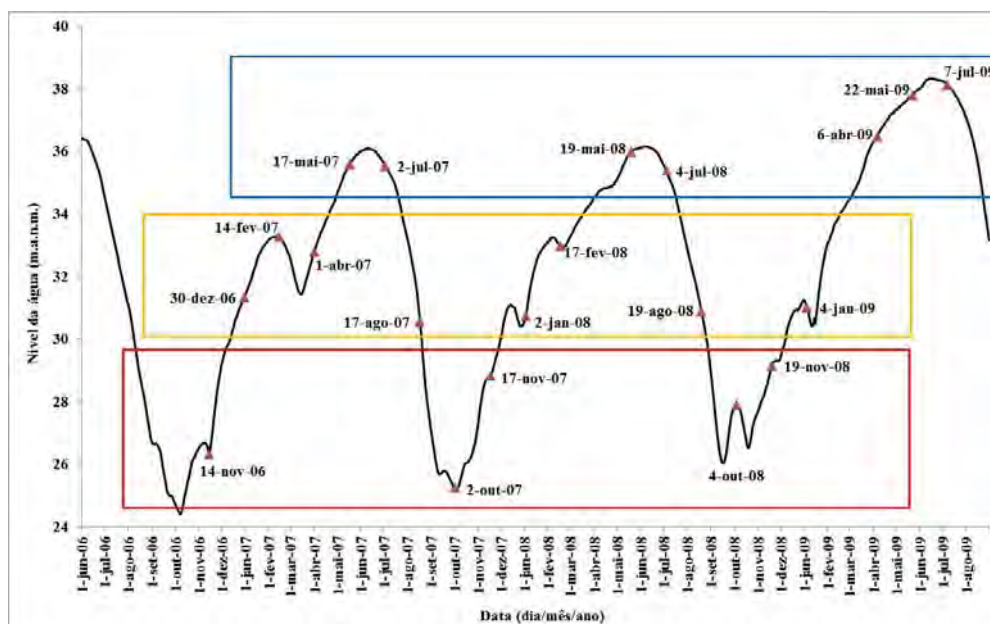


Figura 3.17: Nível da água (m) e data de cada imagem de radar utilizada no período de 14/11/2006 a 7/7/2009. Em vermelho as imagens representativas do período da seca, em azul da cheia e em laranja a enchente e a vazante.

Tabela 3.5: Nível da água em cada data das imagens de radar utilizadas.

Data	N. d'água (m.a.n.m.)	Data	N. d'água (m.a.n.m.)
14-nov-06	26,31	17-fev-08	32,96
30-dez-06	31,34	19-mai-08	35,99
14-fev-07	33,27	4-jul-08	35,38
1-abr-07	32,8	19-ago-08	30,89
17-mai-07	35,58	4-out-08	27,89
2-jul-07	35,54	19-nov-08	29,15
17-ago-07	30,55	4-jan-09	31,02
2-out-07	25,26	6-abr-09	36,47
17-nov-07	28,83	22-mai-09	37,78
2-jan-08	30,73	7-jul-09	38,12

A área de floresta inundada foi determinada com base em um algoritmo de classificação orientada a objeto de imagens ALOS/Palsar, nível 1.5. As imagens de ângulo de incidência auxiliaram na seleção de limiares de classificação de modo a contornar o efeito do ângulo de incidência sobre o coeficiente de retro-espalhamento ao longo da cena e nos diferentes tipos de cobertura (floresta inundada e não inundada) (ALLAN, 2012; SILVA et al., 2010). Maiores detalhes em Hess et al., 2011.

O resultado da classificação foi um mapa de floresta inundada para cada data da imagem. Esses dados refletem o pulso de inundação em dois anos hidrológicos completos, de outubro de 2006 a outubro de 2007 (9 datas) e de outubro de 2007 a outubro de 2008 (8 datas), e o início do pulso de inundação do ano de 2009, indo de outubro de 2008 até julho de 2009 (6 datas).

A partir dos dados da área de floresta inundada na zona tampão (ou buffer) (400 m) foram derivadas as seguintes variáveis:

- 1) Duração da inundação em cada ano hidrológico: número de datas (cenas) que indicavam que a área tampão estava inundada. Por exemplo, se a área tampão de um lago foi classificada como área alagada em 5 imagens no ano 2006-2007, então essa região ficou 62% do tempo inundada.
- 2) Data do início enchente e final da vazante: para cada ano hidrológico foi determinada a data de início da enchente e final da vazante, com o objetivo de verificar a ordem de inundação e vazante dos lagos. Foi realizada uma classificação dos lagos conforme a tabela 3.6. A primeira data em que a zona tampão apresentasse qualquer sinal de inundação (área inundada), aquela data seria marcada como início. No caso da vazante, quando a primeira data com zero m² de inundação, aquela data era então classificada como o final da vazante para aquele lago.

Tabela 3.6: Classe das datas de início da enchente e final da vazante a partir dos mapas de floresta inundada fornecidos por Hess et al. 2011.

Fase Classe	Enchente		Vazante	
	2006-2007	2007-2008	2006-2007	2007-2008
1	30/12/2006	02/01/2008	17/08/2007	19/08/2008
2	14/02/2007	17/02/2008	02/10/2007	04/10/2008
3	01/04/2007	-		
4	17/05/2007	19/05/2008		

Esses dados foram gerados para avaliar a influência da duração da inundação, da data de início da enchente e final da vazante na abundância e densidade de pirarucu (adulto, jovem e ambos) nos anos hidrológicos de 2006 a 2007 e de 2007 a 2008.

3.2.4.2. Caracterização do uso e da cobertura da terra

As imagens ALOS PALSAR utilizadas por Hess et al. 2011, para o mapeamento do uso e da cobertura da terra, consistiu de duas cenas contíguas adquiridas no modo FINE-BEAM, de polarização única (HH) e dupla (HH e HV), ao longo dos anos hidrológicos de 2007 e 2008 (total de 5 datas). A Tabela 3.7 apresenta as datas das imagens, o modo de aquisição e a resolução espacial.

Tabela 3.7: Imagens ALOS/PALSAR utilizadas, órbitas, cenas, modo, resolução espacial, data de aquisição e nível da água derivado da régua localizada no Rio Solimões na cidade de Tefé.

Órbita	Cenas	Modo	Resolução espacial (m)	Data	Nível da água no Rio Solimões em Tefé (m) ***
85	7120-7130	FBD*	12.5	14/06/2007	13,38
85	7120-7130	FBD	12.5	30/07/2007	11,09
85	7120-7130	FBS**	6.5	30/10/2007	4,30
85	7120-7130	FBS	6.5	15/12/2007	8,41
85	7120-7130	FBD	12.5	1/08/2008	10,32

*FBD: Fine-Beam Dual Polarization (HH+HV)

**FBS: Fine-Beam Single Polarization (HH)

*** Nível da água medido pela Agência Nacional de Água (ANA)

As imagens (nível 1.5) foram co-registradas com base no mosaico GEOCOVER.e convertidas em retro-espalhamento a partir de fatores de calibração fornecido pela JAXA (HESS et al. 2011)

Foi determinado o número de dias inundados em cada ano e foi relacionado esse tempo de inundação com cada imagem, associando a cota em que elas foram adquiridas à inundação de longo prazo. Para tanto, foi utilizada a série histórica de cotas da estação fluviométrica localizada na cidade de Tefé (1996 -2009). Foram definidos 7 quantis, para os quais se determinou o número de meses inundados por ano, resultando nas seguintes classes correspondentes às cotas nas datas das imagens: 13.8, 11.09, 10.32, 8.41 e 4.30. A análise da Tabela 3.8 permite observar que para cotas maiores que 13.38 m, nenhum quantil é associado, indicando que o período em que a planície permanece inundada acima dessa cota é inferior a um mês. Ao passo que a planície se mantém inundada durante mais de 8 meses maiores do que 4.30 m, visto que todos quantis apresentam períodos de inundação superiores a 9.6 meses.

Tabela 3.8: Meses inundados por ano expresso através do quantil do nível da água derivado da régua de Tefé do período de 1996 à 2009 e as classes de inundação representadas por numero de meses inundados. (Fonte:Hess et al., 2011).

Nível (m)	Quantils (%)							Classes * meses inundados
	0	10	25	50	75	90	100	
	Meses inundados por ano							
> 13,38								< 1
13,38	0	0	0,3	1,6	2,7	3,3	4,1	1 a 3
11,09	3,7	3,8	4,2	4,6	5,3	6,0	6,6	4 a 5
10,32	4,3	4,6	4,8	5,1	6,2	6,5	7,1	5 a 6
8,41	5,6	5,6	6,1	7,5	7,5	7,8	8,5	6 a 8
4,30	9,6	9,9	10,0	10,9	11,5	12,0	12,2	>8

3.2.4.2.1. Classificação das imagens de radar

As amostras de treinamento para a classificação foram baseadas em fotografias obtidas de um sobrevôo realizado em 22 de Novembro de 2008 (nível da água em Tefé de 6,55 m) e das fotos dos trabalhos de campo dos períodos de seca de 2008 e 2009.

Foi utilizado um algoritmo de segmentação multi-resolução disponível no aplicativo eCognition Developer 8, adotando-se os valores de 0,1 e 0,5 para os limiares de forma (shape) e compactação (compactness), de modo a enfatizar os aspectos radiométricos no processo de classificação e não os geométricos. Com base na análise das estatísticas multi-temporais dos objetos de cada tipo de cobertura de interesse, procedeu-se a classificação multi-nível.

Dessa forma, no primeiro nível, os objetos foram classificados duas classes: 1) Terra Firme e 2) Áreas Inundadas. No segundo nível, foram discriminados os tipos estruturais de uso e cobertura da terra e no terceiro nível o estado da inundação. A acurácia de classificação do primeiro nível foi de 94 % e superior a 83% para todos os tipos de cobertura. Foram adotadas as seguintes classes de uso e cobertura da terra (Ayres, 1993): 1) Corpos d'água; 2) Restinga alta: regiões de floresta que fica inundada de 2 a 4 meses; 3) Restinga baixa: áreas de floresta que ficam inundadas de 4 a 6 meses; 4) Chavascal: regiões com comunidade arbustiva baixa, esparsamente florestada, que fica inundada pelo período de 6 a 8 meses; 5) Macrófitas: macrófitas aquáticas de bancos permanentes ou sazonais, em qualquer data, ou seja, a soma de todas as macrófitas identificadas pelo algoritmo (Hess et al., 2011).

3.2.4.3. Determinação da extensão de macrófitas, da dinâmica do espelho de água, morfologia lacustre e distância aos corpos d'água

Foram selecionadas 20 imagens do satélite Landsat/TM da órbita/ponto 001/62, com a menor cobertura de nuvens, correspondentes as fases de cheia e seca da hidrógrafa para cada ano no período de 1999 à 2009, com exceção do ano de 2003 (Tabela 3.9). O ano de 2003 foi excluído porque as imagens disponíveis e sem cobertura de nuvens apresentavam ruídos.

Tabela 3.9: Data das imagens Landsat/TM selecionadas e o nível da água em cada data de cheia (C) e seca (S) da hidrógrafa.

Ano	Data	Nível da água
1999	03/08 (C)	37,11
	06/10 (S)	25,81
2000	21/08 (C)	34,31
	25/11 (S)	26,11
2001	12/05 (C)	34,83
	25/09 (S)	27,07
2002	02/07 (C)	35,81
	06/10 (S)	26,83
2004	26/04 (C)	33,16
	01/09 (S)	29,89
2005	13/04 (C)	33,66
	06/10 (S)	24,33
2006	31/03 (C)	34,08
	25/10 (S)	26,2
2007	24/07 (C)	34,05
	10/09 (S)	25,73
2008	08/06 (C)	36,15
	28/09 (S)	27,62
2009	10/05 (C)	37,52
	18/11 (S)	25,75

Primeiramente todas as imagens foram pré-processadas como descrito abaixo:

As imagens foram restauradas de 30 para 15 metros, para recuperar o sinal degradado durante o processo de formação da imagem e realçar os detalhes suavizados nas imagens (FONSECA et al., 1993; GIOVANNI, 2003). Essa uma técnica que permite compensar o efeito de borramento (degradação) da imagem durante seu processo de aquisição, restaurando sua qualidade radiométrica a partir do uso de um filtro inverso modelado a partir da função de transferência de modulação do sensor (BOGGIONE, 2003). Posteriormente as imagens foram registradas com base nas imagens GEOCOVER disponibilizadas gratuitamente pela National Aeronautics and Space Agency (NASA).

As imagens foram utilizadas para determinar a área de macrófitas e do espelho d'água nos lagos, nas fases de seca e de cheia do período de 1999 à 2009. Além disso, as imagens foram utilizadas para calcular a área e o perímetro dos lagos, como também para determinar a distância do lago ao canal principal, ao Rio Solimões, ao Rio Japurá e ao corpo d'água mais próximo (canal, o rio ou outro lago). A metodologia específica será apresentada a seguir.

3.2.4.3.1. Caracterização da extensão de macrófitas e da dinâmica do espelho de água

As amostras de treinamento para a classificação foram baseadas em fotografias obtidas nos trabalhos de campo dos períodos de seca de 2008 e 2009 (descritas no item 3.3, a seguir) e a partir de alvos semelhantes no tocante ao comportamento espectral, à forma e localização. (SILVA et al., 2009).

Foi realizada uma classificação supervisionada ao partir do algoritmo de Máxima Verossimilhança, utilizando as bandas 3, 4 e 5 (BAYLEY; MOREIRA, 1978; LIIRA et al., 2010; ARRAUT, et al., 2010). Foram mapeadas as seguintes classes: 1) Espelho d'água; 2) Macrófitas; 3) Nuvens; e 4) Solo exposto: áreas sem água ou vegetação, ocorrendo somente na seca.

A qualidade das classificações foi avaliada com base na matriz de confusão das amostras de aquisição e teste para cada data das imagens, e com base nos pontos coletados em campo, para as imagens da seca e da cheia de 2009 (MATHER, 1999).

Posteriormente os mapas foram editados para a correção de pequenos erros. As sombras das nuvens foram editadas, pois, quando muito densas foram classificadas erroneamente como espelho d'água.

Para cada lago foi calculada a área de cada classe (espelho d'água, solo exposto, macrófitas aquáticas e nuvem) e a porcentagem em relação a área total do lago para cada mapa.

3.2.4.3.2. Limite dos lagos e Índice de Expansão dos Lagos

O limite do lago foi definido a partir do mapeamento do espelho d'água máximo (até o limite com a área de floresta) com base nas imagens Landsat/TM referentes a 3/8/1999 (maior nível da água com menor cobertura de nuvens no período estudado) e 24/7/2007 (imagem de cheia sem cobertura de nuvens) e ainda com o auxílio das imagens de alta resolução do Google Earth.

Esse limite foi utilizado para calcular proporção de macrófitas, solo exposto e espelho d'água em cada lago e ainda para derivar o Índice de Expansão do Lago.

Este índice revela se o lago tem uma grande ou pequena flutuação da superfície da água, indicando um grau de expansão/contração, baseadas na razão entre a área total do lago e a área do espelho d'água na seca. O pressuposto desse índice é que os sistemas aquáticos expansivos podem dar acesso a uma zona de captação de alimento alóctone maior para os peixes. No entanto, quanto maior a razão menor o tempo de residência da água, e conseqüentemente mais sujeitos a seca.

Foram criadas 4 classes: 1) IEL:0 – 0,25: Lago expansivo; 2) IEL: 0,25-0,5: Lago médio-expansivo; 3) IEL: 0,5-0,75: Lago pouco expansivo; e 4) IEL: 0,75-1: Lago não expansivo.

As Figuras 3.18 e 3.19 apresentam a variação do nível da água no período de 1 de janeiro a 31 de dezembro de cada ano, onde encontra-se demarcada a imagem referente a ele.. É possível observar que nem todas as datas possuem o mesmo nível da água, mas são as datas com imagens mais próximas ao período de seca. As imagens que melhor representam o período de seca referem-se aos anos de 2000, 2005, 2007 e 2009.

Foram determinados os IEL para todas as datas, sendo que no caso em que a cobertura de nuvens fosse maior do que 10% da área do lago, o IEL era classificado como Nulo.

Dessa forma o IEL mais frequente de todas as datas (em 6 datas ou mais), e ainda que também fosse o mais frequente das datas representativas do período de seca (2000, 2005, 2007 e 2009) (em 3 datas ou mais), foi considerado como o IEL do lago.

Quando a frequência do IEL era igual ou variável, foi contabilizado o IEL mais frequente das imagens referentes aos anos representativos de seca.

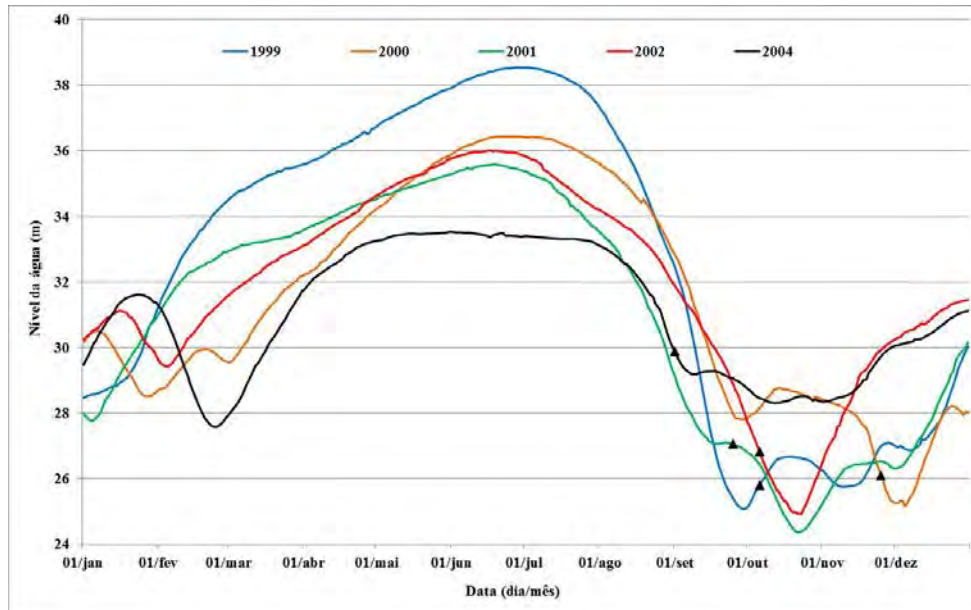


Figura 3.18: Nível da água no período de 1 de janeiro à 31 de dezembro nos anos de 1999, 2000, 2001, 2002 e 2004. A data da imagem representativa da seca encontra-se detalhado para cada ano (triângulo).

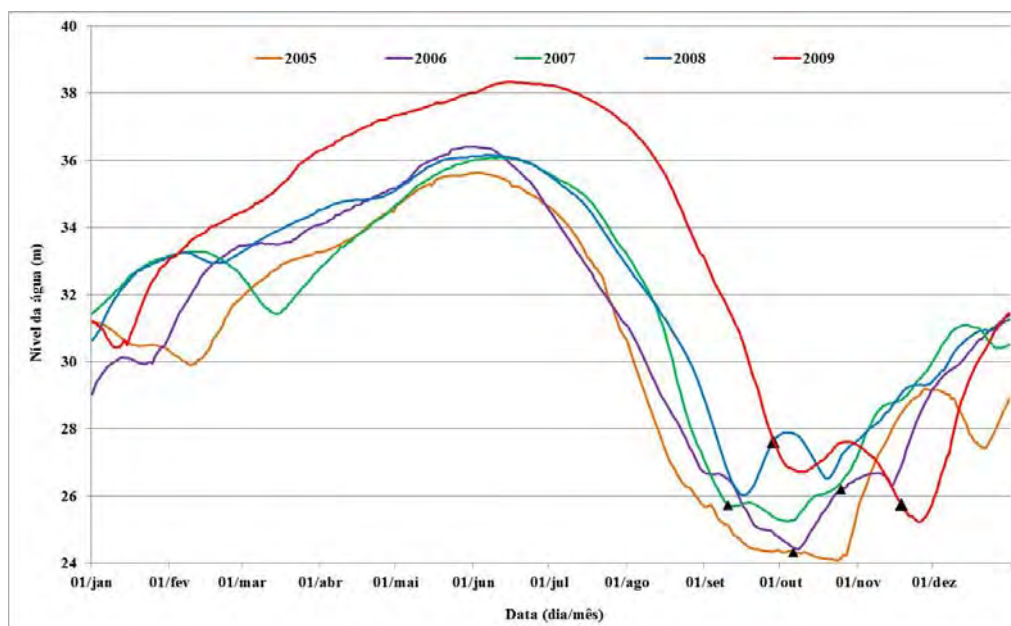


Figura 3.19: Nível da água no período de 1 de janeiro à 31 de dezembro nos anos de 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009. Data da imagem (triângulo).

3.2.4.3.3. Área e desenvolvimento perimetral

A partir da delimitação dos lagos foram calculados os seguintes parâmetros morfométricos: área superficial (A), perímetro (P), e o índice de desenvolvimento de perímetro (Dp).

O índice de desenvolvimento do perímetro (Dp) foi calculado segundo Wetzel (2001):

$$Dp = \frac{P}{2\sqrt{A\pi}}$$

Equação (1)

onde, P é o perímetro do lago em metros (m), e A é a área do lago em metros quadrados (m²).

Esse índice mede a irregularidade de um corpo d'água por meio da razão entre o seu perímetro (P) e o comprimento da circunferência de um círculo com área equivalente à sua. Lagos circulares possuem valores próximos a um (1), e os mais irregulares (alongados, dendríticos ou compostos) estão mais afastados desse valor (Wetzel e Likens, 1991).

3.2.4.3.4. Tipo de forma dos lagos

Foi realizada uma classificação visual, com base na imagem de satélite quanto ao tipo de forma dos lagos, sendo esses classificados em circulares, alongados e mistos, de acordo com a descrição na Tabela 3.10.


No entanto, dada a grande quantidade e variabilidade de lagos alongados (ou ambientes alongados), a mesma foi subdividida de acordo com o tipo de conexão principal, podendo ser:

1) Simples: lagos em que a conexão com o canal principal (Paraná do Jarauá) é feita através de canais de pequena largura e, geralmente, de grande comprimento. No período de seca os canais de conexão secam, deixando os lagos isolados.

2) Direta: lagos em que a conexão é direta com o canal principal (Paraná do Jarauá). Podem ser considerados uma extensão do canal principal. Muitos deles secam completamente durante a seca, apesar do canal principal ainda conter água. São os paleo meandros.

Essa classificação foi necessária para que a análise da relação entre as variáveis ambientais e a abundância de pirarucu, fosse realizada separadamente para cada tipo de forma de lago.

Tabela 3.10: Tipo, descrição e uma imagem de exemplo dos tipos de lagos.

Tipo	Descrição	Imagem
1) Circular/oval	Lagos de forma circulares, subcirculares e elípticas	
2) Misto	Lagos que não apresentam uma forma definida e são combinações de outras classes.	
3) Alongada	Lagos que apresentam forma alongada. Foram subdivididas de acordo com a conexão:	
A) Alongada-simples	Conexão com o canal principal (Paraná do Jarauá) através de canos de pequena largura, ficando isolados no período de seca	
B) Alongada-direta	Conexão direta com o canal principal (Paraná do Jarauá). São os paleo meandros	

Fonte: Adaptado de Melack (1994).

3.2.4.3.5. Cálculo da distância dos lagos aos corpos d'água

Foram calculadas 4 distâncias com base na imagem Landsat TM do dia 10/06/1997: 1) distância do lago ao corpo d'água mais próximo; 2) distância do lago ao canal principal

(Paraná do Jarauá); 3) distância do lago ao Rio Solimões e 4) distância do lago ao Rio Japurá.

3.3. Análise das relações entre os fatores ambientais e a abundância relativa (densidade) de pirarucu

Os resultados foram tabelados por lago, com as variáveis qualitativas e quantitativas como apresentado na tabela 3.11.

Tabela 3.11: Número de variáveis qualitativas e quantitativas utilizadas nesse estudo.

1)	Tipo de vegetação dominante	A) Restinga alta B) Restinga Baixa C) Chavascal
2)	Porcentagem de cada tipo de vegetação	A) Restinga alta B) Restinga Baixa C) Chavascal D) Macrófitas
3)	Forma do lago	A) Alongada A1) Alongada -direta A2) Alongada-Simples C) Circular ou oval D) Composta
4)	Desenvolvimento perimetral	
5)	Área do lago (espelho d'água máximo)	
6)	Classe IEL	A) IEL 1: 0 à 0.25 B) IEL 2: 0.25 à 0.5 C) IEL 3: 0.5 à 0.75 D) IEL 4: 0.75 à 1
7)	Porcentagem de macrofitas por fase e por ano	A) Seca: de 1999 à 2009 (exceção de 2003) B) Cheia: de 1999 à 2009 (exceção de 2003)
8)	Porcentagem do espelho d'água por fase e por ano	A) Seca: de 1999 à 2009 (exceção de 2003) B) Cheia: de 1999 à 2009 (exceção de 2003)
9)	Duração da Inundação por hidrológico (% de datas inundadas)	A) 2006 à 2007 B) 2007 à 2008
12)	Distância entre o lago e outro corpo d'água	A) Corpo d'água mais próximo B) Canal do jarauá C) Rio Solimões D) Rio Japurá

Foram medidas as seguintes correlações lineares:

- 1- Entre a densidade de pirarucu (jovens, adultos e o total) de todos os lagos e as variáveis ambientais para todos os anos.
- 2- Entre a densidade de pirarucu (jovens, adultos e o total) de todos os lagos e as variáveis ambientais por ano.
- 3- Entre a densidade de pirarucu (jovens, adultos e o total) por classe de densidade (muito baixa, baixa, média e alta densidade) e as variáveis e as variáveis ambientais para todos os anos.
- 4- Entre a densidade de pirarucu (jovens, adultos e o total) por classe de densidade (muito baixa, baixa, média e alta densidade) e as variáveis ambientais por ano
- 5- Entre a soma total dos indivíduos de pirarucu (jovens, adulto e ambos) de todos os lagos e a área de macrófita de todos os lagos nas fases de cheia e seca no período de 1999 à 2009.

Para cada tipo de análise, a variável dependente (densidade de jovens, adultos e ambos) e as variáveis independentes foram submetidas a transformações pelo $\text{Log}_{10}(X)$ de modo a que se aproximassem dos requisitos da análise estatística paramétrica.

Foi testada a existência de correlação linear simples entre cada variável descritora do habitat e a abundância relativa de jovens, adultos e total com um nível de significância $\alpha= 0,05$. As correlações foram calculadas tendo como entrada as variáveis brutas e transformadas para a linearização. O primeiro critério para a seleção das variáveis que seriam mantidas para as análises posteriores foi o valor de R^2 . Todas as variáveis, embora com correlação significativa, mas com R^2 inferior a 50 % foram descartadas ($r=0,70$). As variáveis com correlação significativa e alta foram posteriormente utilizadas para testar modelos de regressão simples e múltipla. Para os modelos simples, novamente o primeiro critério de seleção foi o valor de R^2 . Para os modelos múltiplos foi analisada a diferença entre R^2 e R^2 ajustado. Após a seleção preliminar dos modelos candidatos procedeu-se a análise dos resíduos para testar a hipótese de que estes eram normalmente distribuídos. Foi também feita a análise do histograma dos resíduos e da ausência de autocorrelação e avaliados indicadores de colinearidade entre as variáveis nos modelos múltiplos. Para uma análise mais fina dos modelos gerados por regressão

múltipla foi também considerado o erro padrão dos coeficientes de regressão, e o valor p, valores de R^2 estimado, e o índice de aumento da variância (variance inflation index).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização limnológica

As figuras 4.1 à 4.13 apresentam a distribuição dos valores mínimos, máximos, medianos, outliers e valores extremos dos parâmetros medidos em campo em função da fase da hidrógrafa (seca ou cheia), ano (2008, 2009 e 2010), local de coleta (Rios Solimões e Japurá, lagos da margem direita e da margem esquerda do Rio Japurá) nas diferentes profundidades (superfície, profundidade Secchi e limite da zona fótica). Os resultados mostraram que os sistemas aquáticos da área de estudo se caracterizam por ampla variabilidade de suas propriedades físicas e químicas: i) ao longo das diferentes fases do pulso de inundação; ii) entre os rios que alimentam os sistemas de lagos; iii) e ainda entre as margens opostas do Rio Japurá. De forma geral, a magnitude de todas as variáveis físicas e químicas da água é maior na seca do que na cheia, com exceção da transparência da água.

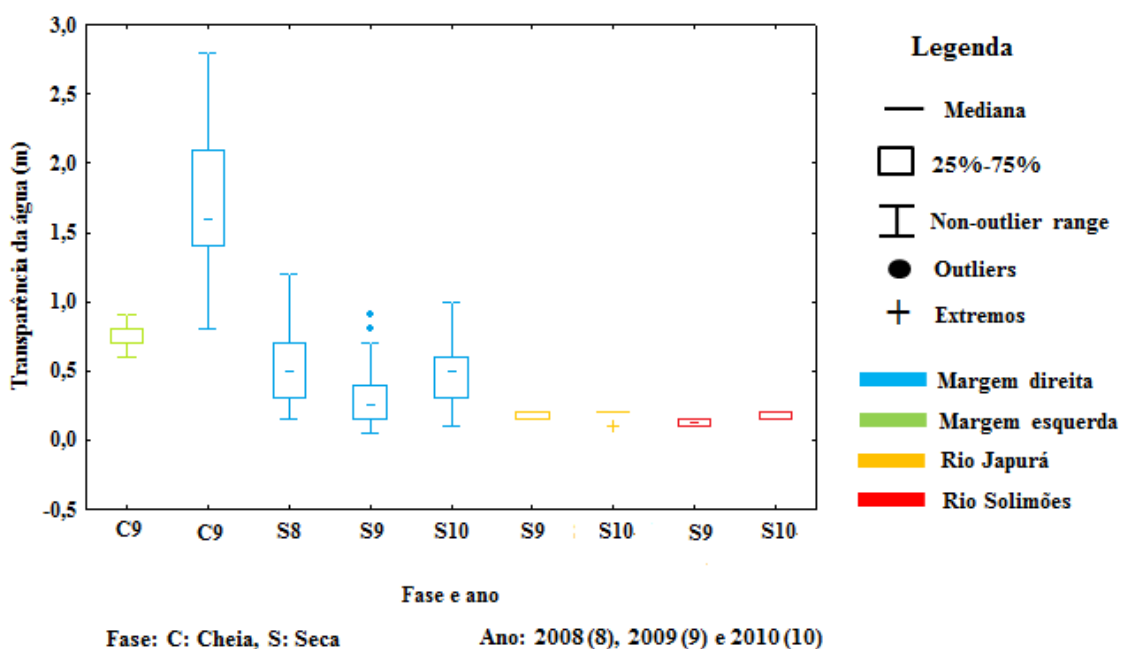


Figura 4.1: Gráfico box-plot da transparência da água (metros) em função da fase da hidrógrafa, ano e local de coleta.

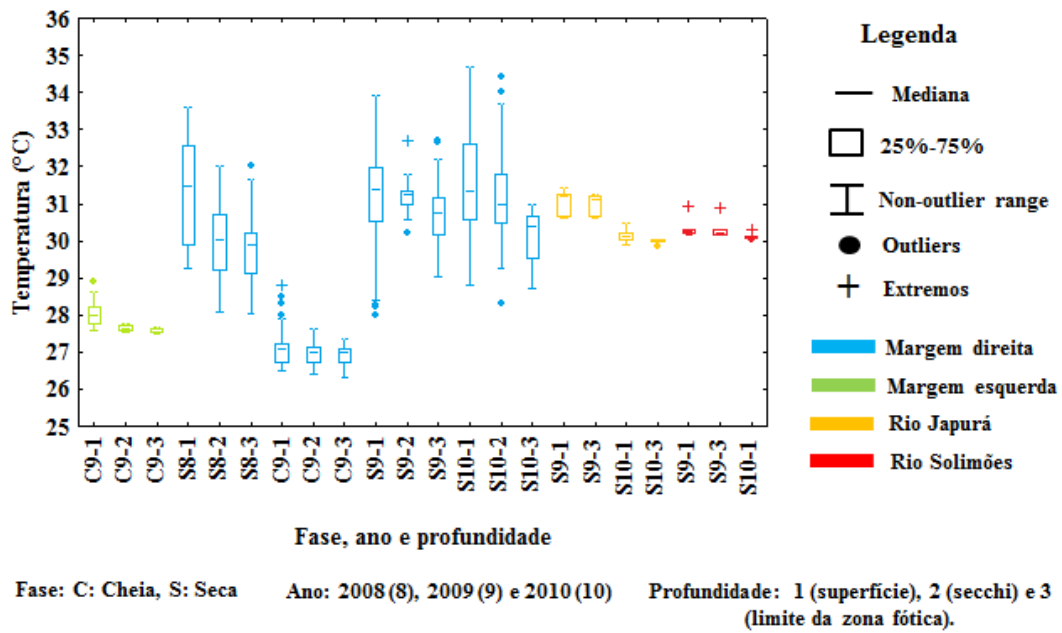


Figura 4.2: Gráfico box-plot da temperatura da água (°C) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.

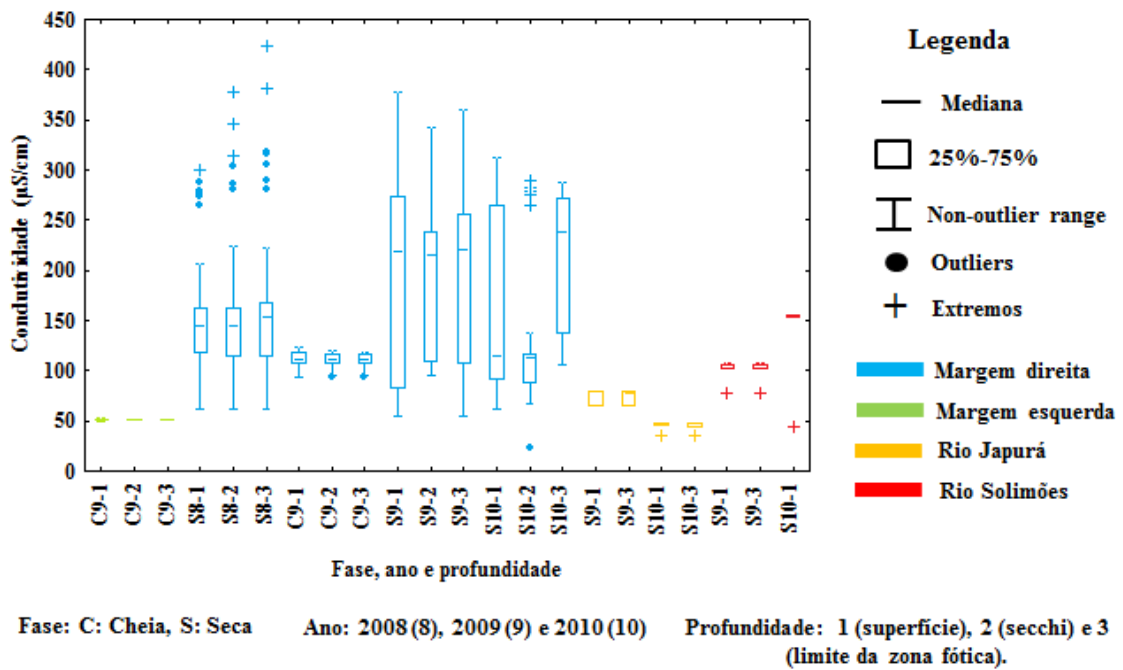


Figura 4.3: Gráfico box-plot da condutividade elétrica (µS/cm) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.

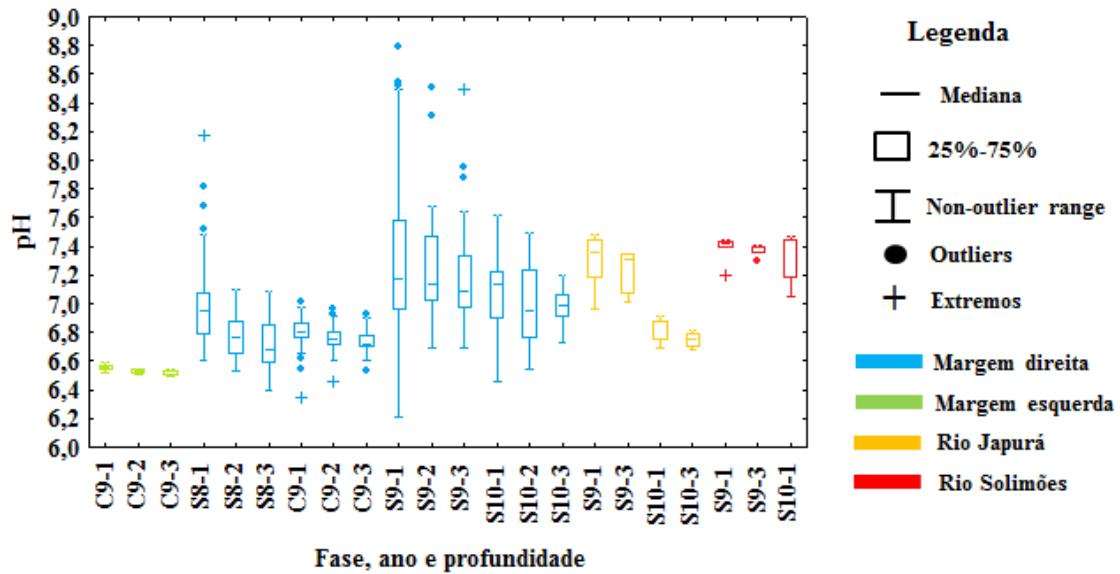


Figura 4.4: Gráfico box-plot do pH em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.

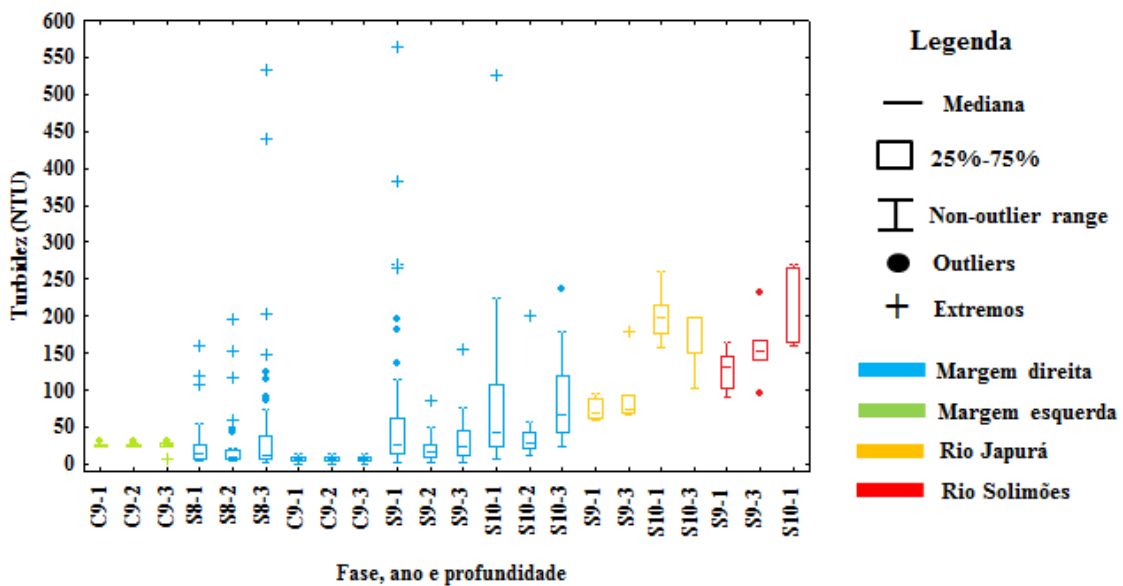
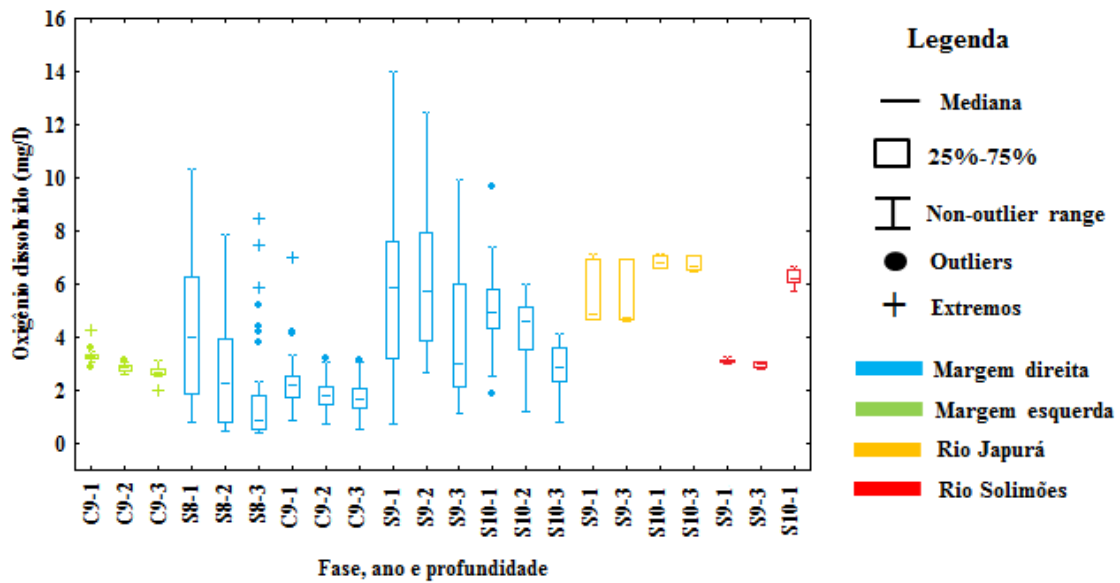
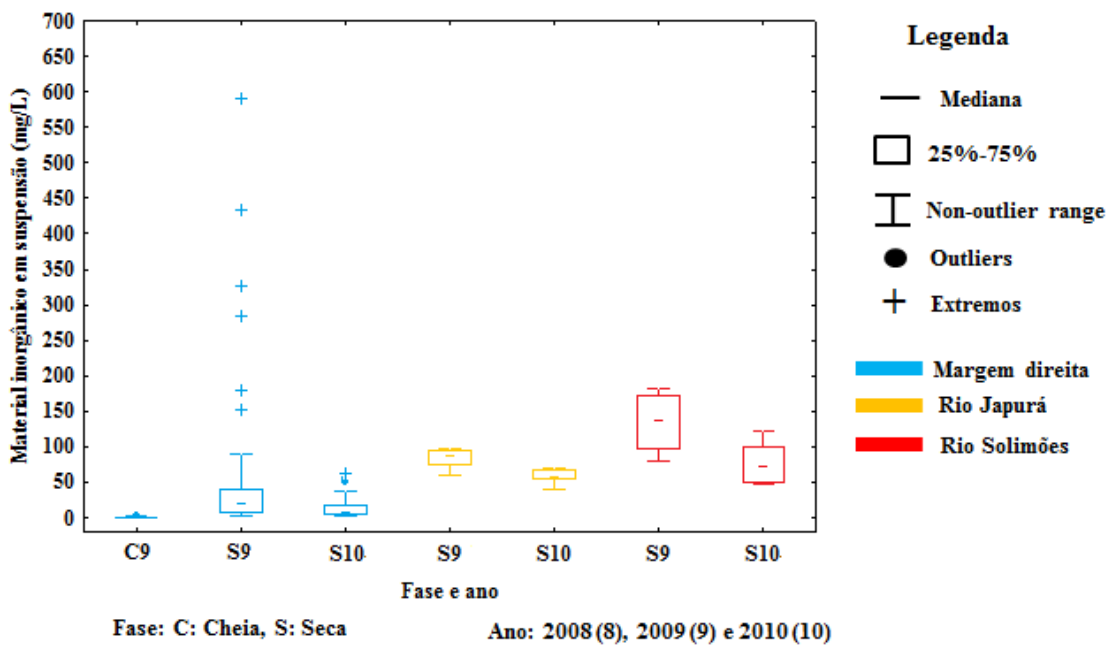


Figura 4.5: Gráfico box-plot da turbidez (NTU) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.



Fase: C: Cheia, S: Seca Ano: 2008 (8), 2009 (9) e 2010 (10) Profundidade: 1 (superfície), 2 (secchi) e 3 (limite da zona fótica).

Figura 4.6: Gráfico box-plot da concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, local e profundidade de coleta.



Fase: C: Cheia, S: Seca Ano: 2008 (8), 2009 (9) e 2010 (10)

Figura 4.7: Gráfico box-plot da concentração do material inorgânico em suspensão (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.

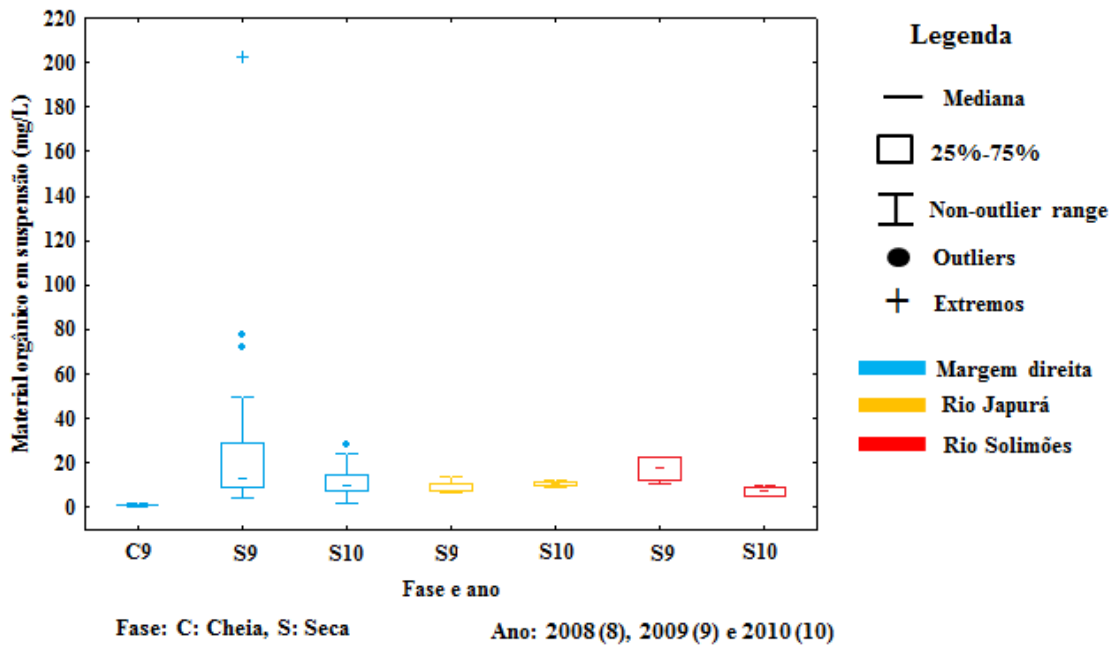


Figura 4.8: Gráfico box-plot da concentração do material orgânico em suspensão (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.

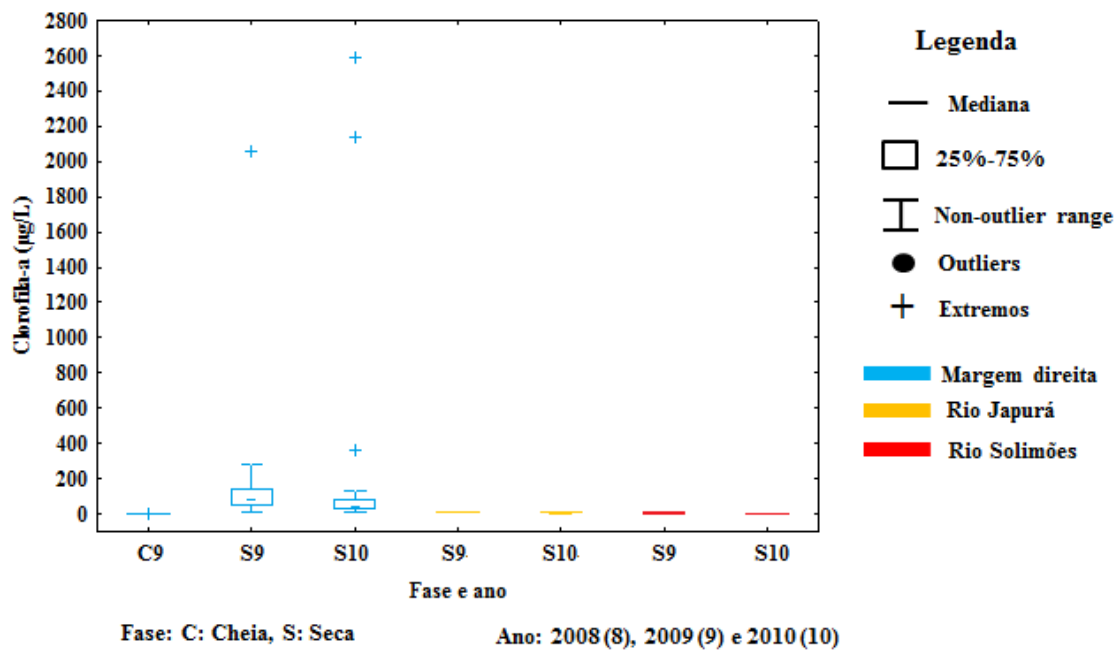


Figura 4.9: Gráfico box-plot da concentração da clorofila-a (µg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.

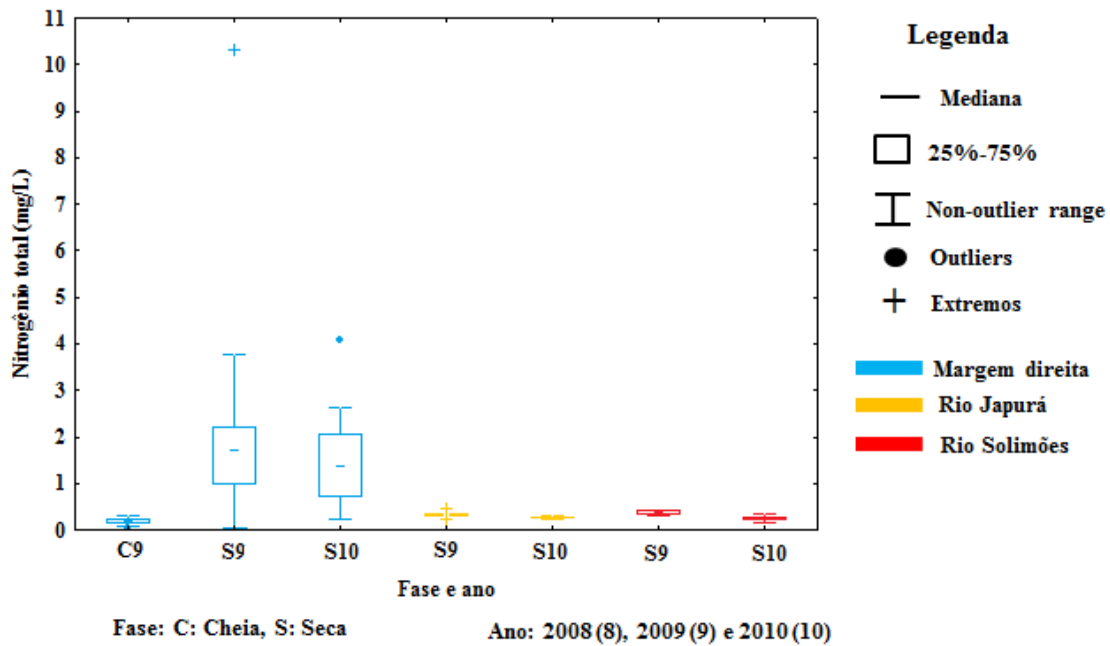


Figura 4.10: Gráfico box-plot da concentração de do nitrogênio total (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.

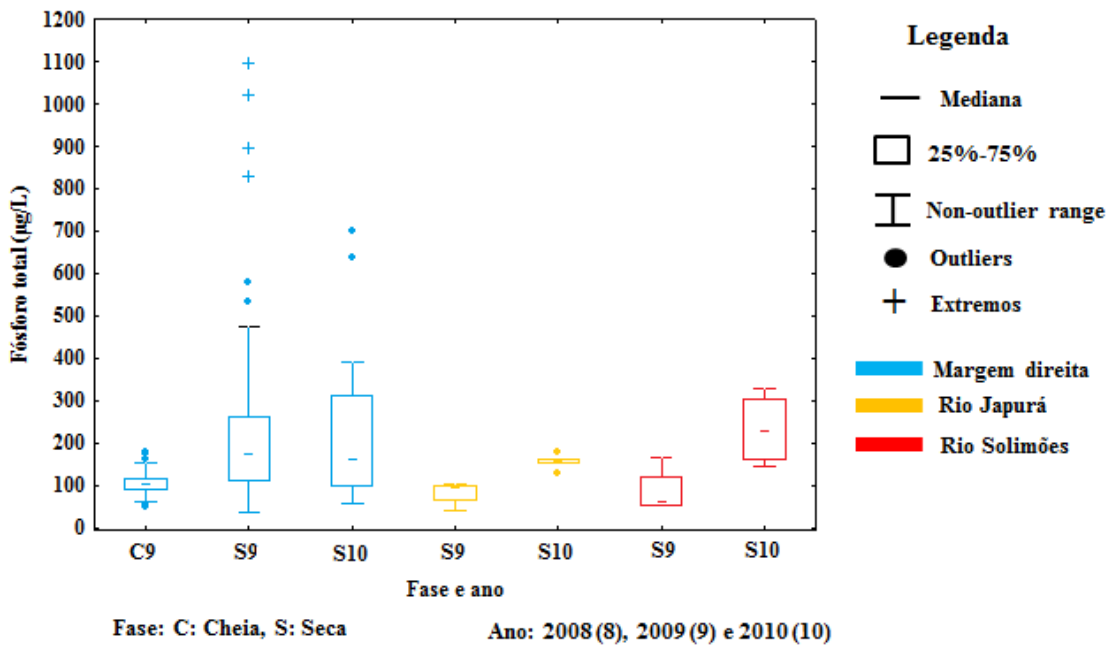


Figura 4.11: Gráfico box-plot da concentração de fósforo total (µg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.

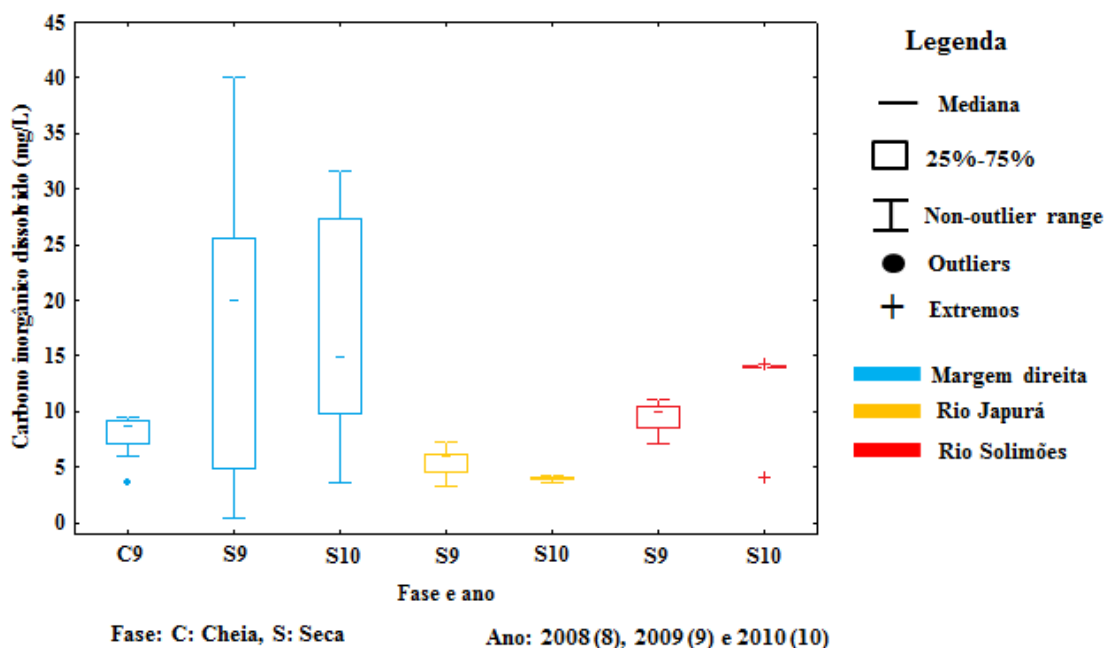


Figura 4.12: Gráfico box-plot da concentração de carbono inorgânico dissolvido (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.

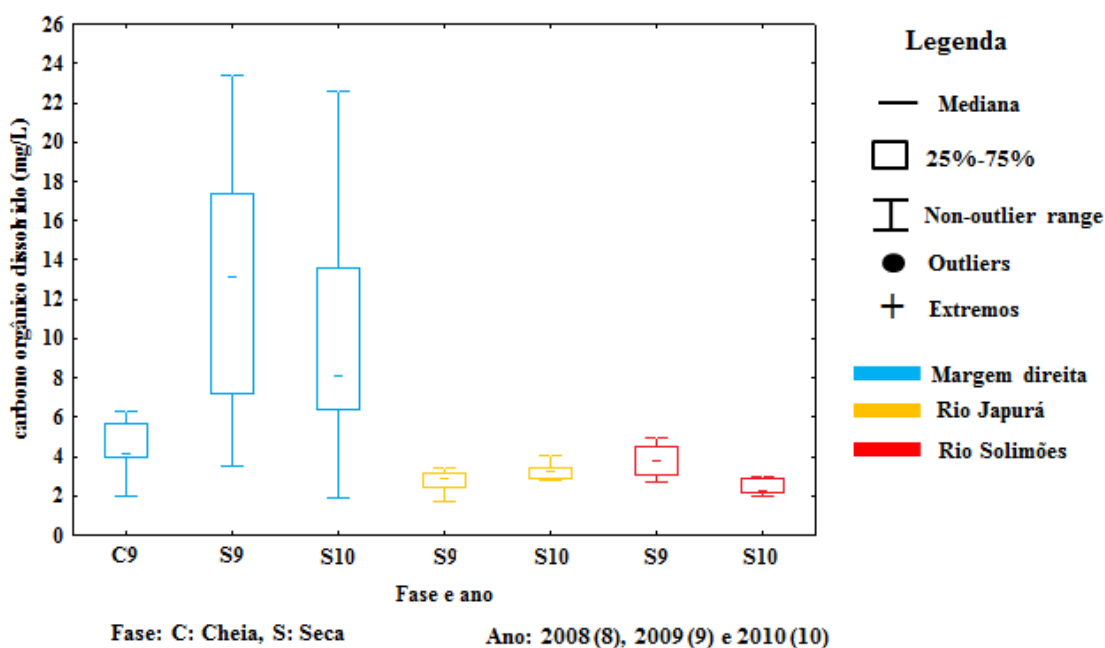


Figura 4.13 Gráfico box-plot da concentração de carbono orgânico dissolvido (mg/L) em função da fase da hidrógrafa, ano, e local de coleta.

Os lagos localizados na margem direita do rio Japurá apresentaram os maiores valores de transparência, pH e condutividade elétrica do que os lagos na margem oposta, durante o período de cheia (Figuras 4.1, 4.3 e 4.4). Os lagos da margem esquerda são mais quentes, mais túrbidos e com maiores concentrações de oxigênio dissolvido na

mesma estação (Figuras 4.2, 4.5 e 4.6). O teste Kolmogorov-Smirnov (teste K-S) mostrou que as diferenças acima reportadas, entre as fases de cheia e seca, e entre os lagos de margens opostas (na cheia), são estatisticamente significativas (Tabelas 4.1 e 4.2).

Tabela 4.1: Teste de duas amostras Kolmogorov-Smirnov (Dmax) entre as fases da hidrógrafa, lagos e grandes rios para os seguintes parâmetros: temperatura, transparência da água, condutividade elétrica, pH e turbidez. Dmax>Dmin variáveis apresentam distribuições diferentes.

Parâmetro	F. hidrógrafa	Corpo d'água	Ano	Dmax	Dcrit.
Temperatura	Cheia	MD x ME	2009	0.91	0.45
	Cheia x Seca	MD	2009 x 2008	1.00	0.27
			2009 x 2009	0.96	0.23
			2009 x 2010	0.99	0.27
	Seca	Japurá	2009 x 2010	1.00	0.95
Transparência da água	Cheia	MD x ME	2009	0.95	0.49
	Cheia x Seca	MD	2009 x 2008	0.95	0.48
			2009 x 2009	0.95	0.33
			2009 x 2010	0.93	0.38
	Seca	MD	2009 x 2010	0.42	0.34
Condutividade Elétrica	Cheia	MD x ME	2009	1.00	0.45
	Cheia x Seca	MD	2009 x 2008	0.72	0.27
			2009 x 2009	0.55	0.23
			2009 x 2010	0.44	0.27
	Seca	MD	2008 x 2009	0.37	0.29
			2008 x 2010	0.32	0.32
		Japurá	2009 x 2010	1.00	0.95
pH	Cheia	MD x ME	2009	0.98	0.45
	Cheia x Seca	MD	2009 x 2008	0.48	0.27
			2009 x 2009	0.74	0.23
			2009 x 2010	0.60	0.27
	Seca	MD	2008 x 2009	0.47	0.29
			2008 x 2010	0.35	0.32
		Japurá	2009 x 2010	1.00	0.95
Turbidez	Cheia	MD x ME	2009	1.00	0.45
	Cheia x Seca	MD	2009 x 2008	0.50	0.27
			2009 x 2009	0.76	0.23
			2009 x 2010	0.85	0.27
		MD	2008 x 2009	0.30	0.29
			2008 x 2010	0.53	0.32
	Seca	Japurá x Solimões	2009	1.00	0.91
			Japurá	2009 x 2010	1.00
Solimões			2009 x 2010	1.00	0.99

Tabela 4.2: Teste de duas amostras Kolmogorov-Smirnov (Dmax) entre as fases da hidrógrafa, lagos e grandes rios para os seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido, material inorgânico e orgânico em suspensão, clorofila-a, nitrogênio, fósforo, carbono inorgânico e orgânico dissolvido. Dmax>Dmin variáveis apresentam distribuições diferentes.

Parâmetro	F. hidrógrafa	Corpo d'água	Ano	Dmax	Dcrit
Oxigênio dissolvido	Cheia	MD x ME	2009	0.88	0.45
			2009 x 2008	0.60	0.27
	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	0.72	0.23
			2009 x 2010	0.85	0.27
	Seca	MD	2008 x 2010	0.35	0.32
			2009 x 2010	0.35	0.28
			Japurá x Solimões	2009	1.00
		Solimões	2009 x 2010	1.00	0.99
Material Inorgânico em Suspensão	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	0.94	0.32
			2009 x 2010	0.87	0.38
Material Orgânico em Suspensão	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	1.00	0.32
			2009 x 2010	1.00	0.38
Clorofila-a	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	1.00	0.32
			2009 x 2010	1.00	0.38
	Seca	MD	2009 x 2010	0.35	0.34
Nitrogênio	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	0.97	0.32
			2009 x 2010	0.98	0.38
	Seca	MD	2009 x 2010	0.47	0.34
Fósforo	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	0.56	0.32
			2009 x 2010	0.70	0.38
	Seca	MD	2009 x 2010	0.47	0.34
Carbono Inorgânico Dissolvido	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	0.62	0.32
			2009 x 2010	0.88	0.38
	Seca	MD	2009 x 2010	0.47	0.34
Carbono Orgânico Dissolvido	Cheia x Seca	MD	2009 x 2009	0.80	0.32
			2009 x 2010	0.93	0.38
	Seca	MD	2009 x 2010	0.47	0.34

Foi observada uma leve estratificação térmica e química da água nos lagos de ambas as margens do Rio Japurá, quando o oxigênio dissolvido, a temperatura e o pH apresentaram maiores valores médios na superfície, tendendo a diminuir em direção ao limite da zona fótica.

Em relação aos grandes rios, o Rio Japurá apresentou menores valores do que o Rio Solimões em todas as variáveis durante as secas de 2009 e 2010, com exceção da

concentração (ou porcentagem) de oxigênio dissolvido (Figura 4.6) e da concentração de clorofila-a (Figura 4.9), as quais, na seca de 2009 apresentaram valores maiores no Japurá. O teste K-S mostrou, entretanto, que apenas os valores de turbidez e oxigênio dissolvido na seca de 2009, foram estatisticamente diferentes entre os dois rios.

Analisando as diferenças entre as secas de 2009 e 2010 nesses dois rios, o Rio Japurá apresentou diferenças estatísticas significativas quanto aos valores de condutividade, temperatura, turbidez e pH, apresentando uma maior temperatura, condutividade e pH em 2009 e maior turbidez em 2010. No caso do Rio Solimões, apenas a turbidez e o oxigênio dissolvido foram estatisticamente diferentes entre esses dois eventos de seca, sendo ambos maiores na seca de 2010.

Ao comparar a seca de 2008 às de 2009 e 2010, nos lagos da margem direita do Japurá, a condutividade elétrica, o pH e a turbidez foram estatisticamente diferentes para ambos os casos (2008 x 2009 e 2008 x 2010). Sendo que os valores de condutividade e pH foram maiores em 2009, e a turbidez foi maior em 2010. No caso do oxigênio dissolvido, apenas 2010 foi estatisticamente diferente do ano de 2008, sendo que 2010 apresentou o maior valor médio.

Já em relação aos eventos de seca de 2009 e 2010 para os lagos da margem direita do Rio Japurá, a transparência da água, oxigênio dissolvido, clorofila-a, nitrogênio, fósforo e carbono orgânico e inorgânico dissolvido foram estatisticamente diferentes. Sendo que, com exceção da transparência da água e da concentração de clorofila-a que apresentaram valores maiores na seca de 2010, todas as outras foram maiores na seca de 2009.

Todas essas variações apontam para diversos fatores que influenciam a dinâmica das propriedades da água, como o volume de água, o tipo e tamanho da conexão ao canal e/ou rio principal e ainda as características do corpo d'água e das áreas adjacentes.

Durante o período de seca, os lagos ficam mais rasos e são alimentados primariamente por canais que trazem do rio principal toda carga inorgânica. Além disso, por serem rasos (nesse momento) são mais afetados pelo vento, ocorrendo um maior revolvimento dos sedimentos na curta coluna d'água, e conseqüentemente, tornando a transparência menor (valor médio foi de 3 a 5 vezes menor do que na cheia), maior concentração de nutrientes (valor médio do nitrogênio foi 9 vezes maior na seca e o do fósforo foi 2 vezes), produtividade primária (valor médio da clorofila-a foi 500 vezes maior na seca

do que na cheia), temperatura (média de 4 °C a mais na seca), turbidez e com maior tempo de residência e há uma intensa troca de íons com o substrato, e assim uma maior condutividade. Os lagos, nesse momento, estão mais isolados com pouca ou nenhuma comunicação com o canal e o rio principal, e assim as propriedades da água respondem mais a características únicas da região adjacente a cada lago, dando origem a maior amplitude de variação em todos os parâmetros limnológicos. Esse padrão também foi observado por outros autores na Amazônia em diferentes planícies de inundação (CARVALHO et al., 2001, ABDON; SILVA, 2004; ALMEIDA; MELO, 2009) e também nos lagos de Mamirauá, quando Henderson (1999) e Queiroz (2007) notaram padrões similares para condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido e transparência da água, com valores mais baixos durante a cheia e maiores na seca.

A Figura 4.14 ilustra o comportamento da planície durante o período de seca, quando os lagos e os respectivos canais de comunicação com o canal principal estão mais secos (identificadas pelos retângulos azul e vermelho). Nesse período formam-se grandes bancos de macrófitas em fase terrestre (ARRAUT et al, 2010) e áreas de solo exposto (retângulo amarelo). Na confluência do Rio Japurá com o Paraná do Jarauá (canal principal da planície) (retângulo verde), pode-se observar que o canal é estreito (150 m) e a diferença de cor da água, em relação à do Rio Japurá, cuja água é mais branca, indicando maior concentração de sedimentos do que a existente na coluna de água do Paraná do Jarauá. O Paraná apresenta cor mais escura e com bancos de macrófitas em suas margens, os quais parecem ser responsáveis pela filtragem de partículas inorgânicas). Nesse período, como os lagos e canais estão mais rasos, e a água encontra-se mais aquecida, facilitando a mistura da coluna d'água e o seu enriquecimento pelo oxigênio, o que explica os maiores valores dessa variável no período seco quando comparado às medidas a cheia. Da mesma maneira, a turbidez é maior, pela presença de partículas inorgânicas em suspensão na pequena coluna d'água, caracterizada na imagem pela cor cinza da água.

A cor da água, no entanto, irá variar em função da quantidade de material em suspensão e do volume de água. Na seca de 2009, que sucedeu à cheia de 2009, observa-se que a cor da água (mais branca) indicava maior concentração de partículas em suspensão quando comparada com o observado em 2007 (Figura 4.14). Esta diferença pode ser associada ao grande aporte de matéria orgânica e partículas em suspensão ligados àquele evento extremo. A Figura 4.15 apresenta a região no período posterior a grande

cheia de 2009, apesar do nível da água em ambas as imagens ser o mesmo, de 25,75 metros (acima do nível do mar) a cor da água nos lagos é bem diferente.

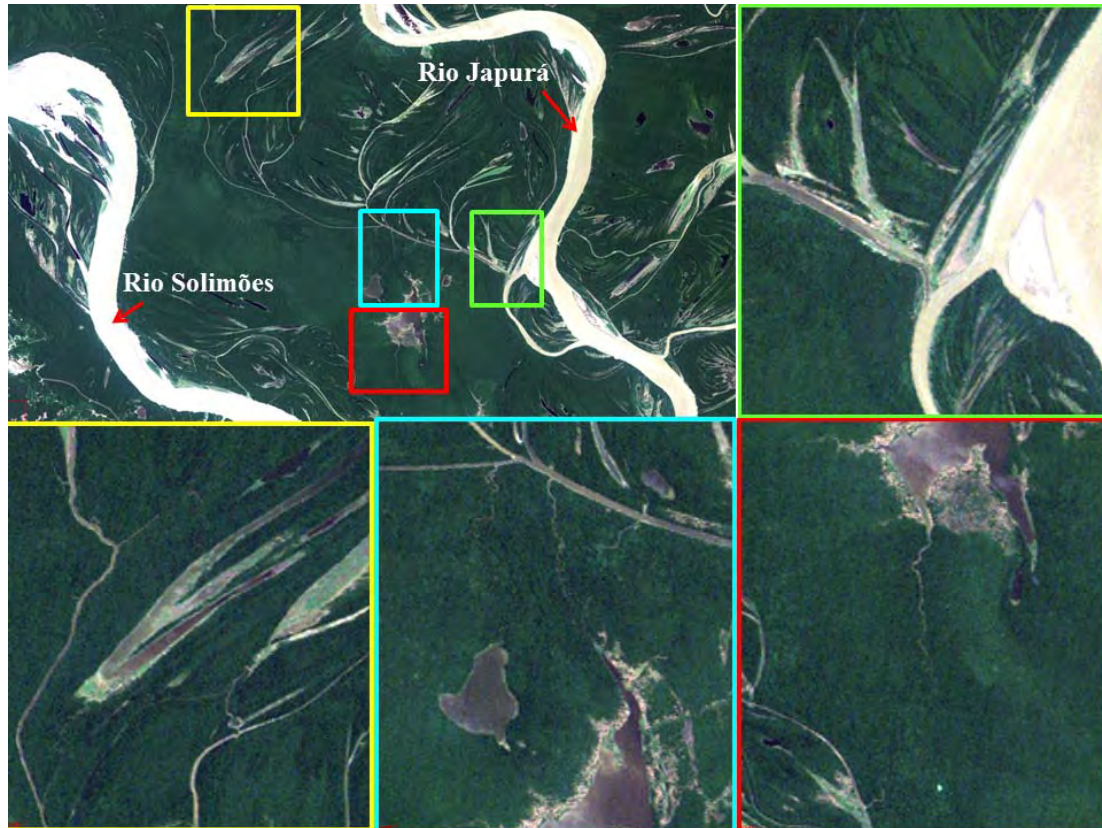


Figura 4.14: Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 10/09/2007 (seca). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em amarelo, lagos mais secos, repletos de macrófitas, em sua fase terrestre. Em azul e vermelho, lagos e respectivos canos mais secos.

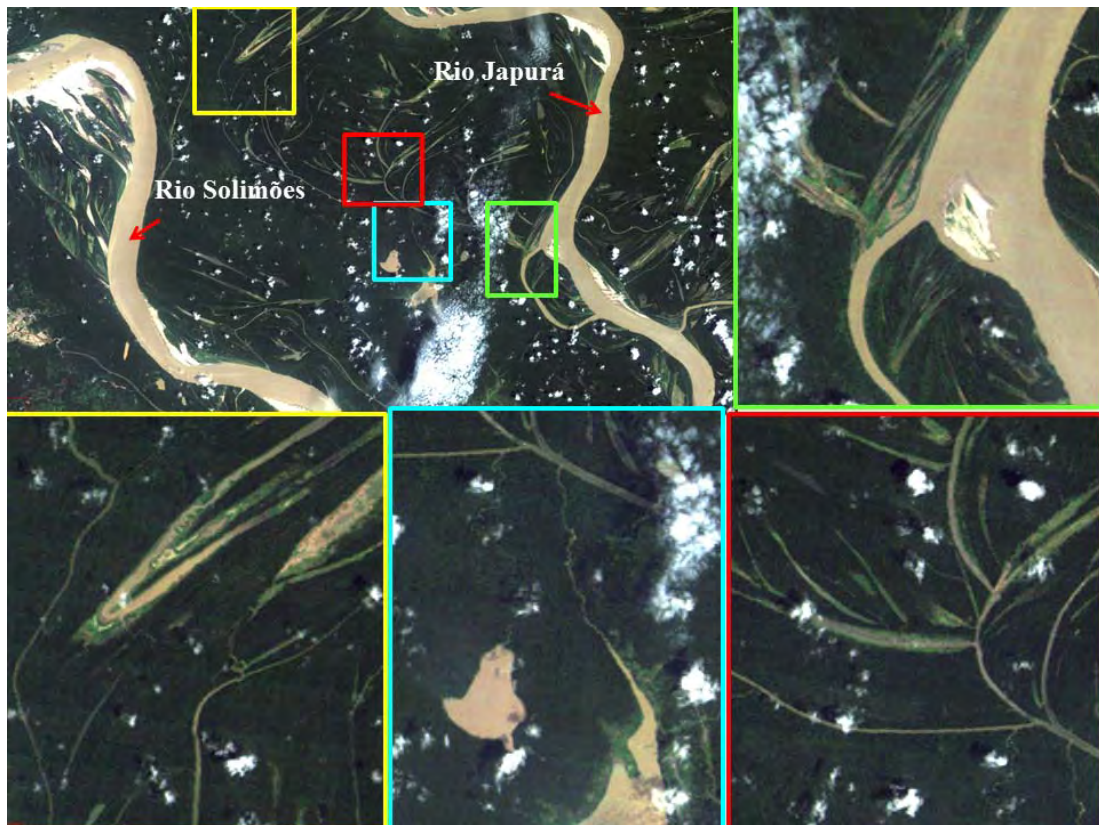


Figura 4.15: Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 18/11/2009 (seca). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em amarelo e vermelho, lagos mais secos, repletos de macrófitas, em sua fase terrestre, e solo exposto. Em azul, dois dos maiores lagos com a água branca.

No entanto, com a enchente, a água atravessa a floresta e parte dos sedimentos vai sendo depositado pelo aumento da fricção provocada pelos troncos, além disso, ao “lavar a floresta” a água também aumenta a concentração de matéria orgânica. Dessa forma, a cor da água volta a ser mais escura ao longo do processo de enchente e cheia.

O período de enchente, geralmente se inicia no final de novembro indo até meados de maio. Esse período juntamente com o da vazante são os mais longos do pulso de inundação. O volume de água dos rios aumenta e a entrada de água do Rio Japurá e do Solimões tanto por canais de conexão como pelo transbordamento lateral aumenta também. As águas dos rios penetram na floresta arrastando a serrapilheira e aumentando ainda mais a concentração de matéria orgânica nos corpo d’águas. A decomposição desse material irá interferir na concentração de oxigênio, que irá diminuir consideravelmente (ESTEVEZ, 1998; CARVALHO et al., 2001) nessa fase.

Pode-se observar na figura 4.16 que as áreas anteriormente secas e cobertas por macrófitas começam a ser tomadas pela água rica em matéria orgânica e partículas inorgânicas as quais são responsáveis pela aparência mais branca da água presente nos canais. Pode-se observar que na área de conexão do Rio Japurá com o Paraná do Jarauá que a cor da água do canal está igual ao Rio, assim como os canos de alimentação dos lagos que vão entrando nos lagos (indicado pelas setas vermelhas em todos os retângulos). No retângulo vermelho é destacado um canal de comunicação do Rio Solimões com o maior lago da região.

Durante a inundação sazonal, com o enorme volume de água entrando pelos canais e atravessando a floresta, muitos dos lagos se transformam em canais de circulação da água na várzea conectando lagos, canais e rios, ocorrendo uma grande diminuição do tempo de residência dos sistemas aquáticos o que irá contribuir para a homogeneização e diluição do ambiente aquático o que dará origem a baixas concentrações e amplitudes de variação dos parâmetros observados durante a época de cheia.



Figura 4.16: Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 15/03/2003 (enchente). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em vermelho, é um dos canais que faz conexão ao Rio

Solimões. Em amarelo e azul, destacado pelas setas, lagos que começam a ser invadidos pela água dos rios principais.

Com o tempo, o nível da água tende a se estabilizar e o sistema alcança o estado dinâmico da cheia (Figura 4.17), por que cessam as entradas de água proveniente dos rios (Barbosa, 2005), estabilizando e homogeneizando a coluna d'água. O material particulado, inorgânico e orgânico, é gradativamente depositado em seu percurso através da floresta, chegando praticamente sem carga em suspensão resultando na diminuição da turbidez e da condutividade. A concentração de nutrientes e da produtividade primária é bem menor do que na seca. Com isso as águas antes brancas e com alta turbidez, tornam agora pretas e nove vezes menos túrbidas do que durante a seca (de acordo com os dados coletados em campo). Além disso, a coluna d'água mais transparente (e menos túrbida), favorece a maior penetração da luz na água e consequente dissipação da energia num volume maior de água, e consequentemente menores temperaturas. Inversamente ao período de seca.

A transparência atinge seu maior valor e a água dos lagos e canais adquiriram a mesma aparência dos sistemas de água preta, apesar de, quimicamente, serem lagos de água branca proveniente de rios de água branca.

Pode-se observar na Figura 4.17 na confluência do Rio Japurá com o Paraná do Jarauá (retângulo verde) o grande volume de água na floresta e no canal impede a entrada da água do Rio, que se mistura com a água do canal na margem esquerda do Rio Japurá. As áreas antes repletas de macrófitas e completamente secas (apresentada na Figura 4.1) apresentam agora novos bancos de macrófitas, e grande extensão de alagamento por água opticamente preta, mas quimicamente equivalem a água branca, apesar dos menores valores de condutividade e pH.

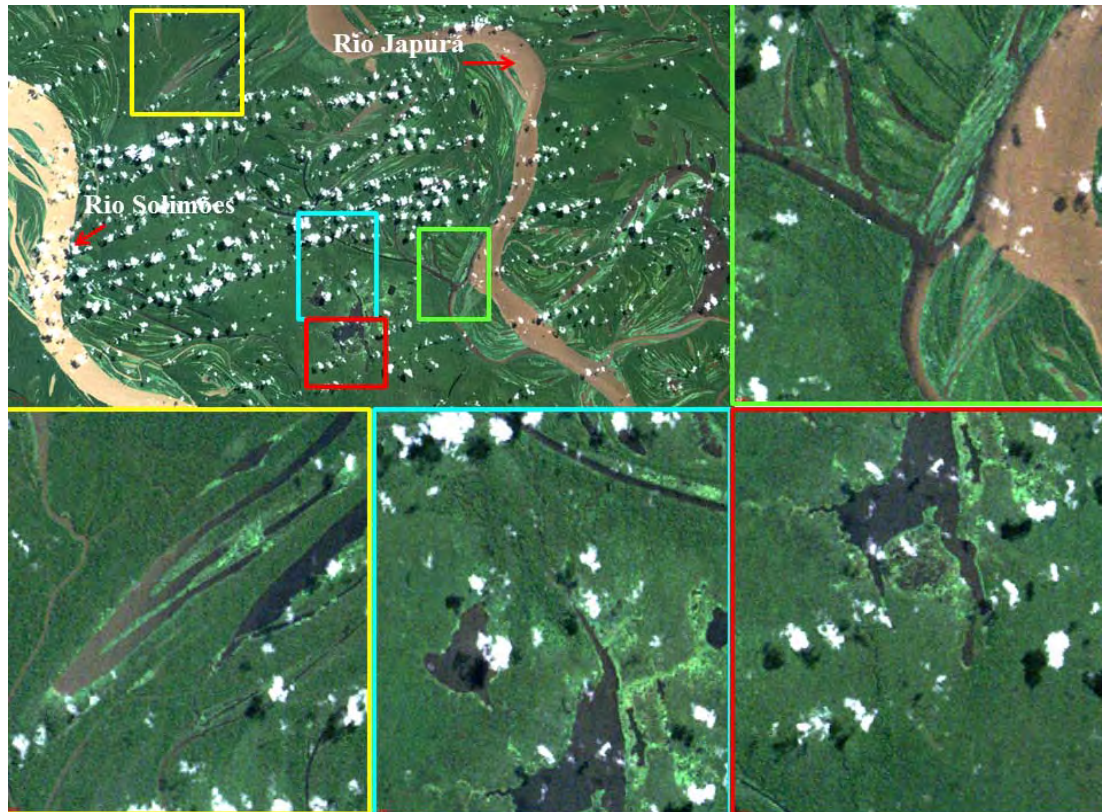


Figura 4.17: Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 10/06/1997 (cheia). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em vermelho, é um dos canais que faz conexão ao Rio Solimões. Em amarelo, uma região muito dinâmica, e que no momento, está coberta de água preta e com novos bancos de macrófitas ao redor. Em azul, o canal de conexão do Paraná do Jarauá com o Lago Buá Buá.

Com a vazante (Figura 4.18) o processo se inverte novamente, não há mais a entrada de água dos rios principais. Pode-se notar a grande diferença de cor de água na conexão do Rio Japurá com o Paraná do Jarauá. Nesse momento, os bancos de macrófitas que surgiram durante a cheia entram em senescência, e as áreas anteriormente alagadas começam a secar aparecendo áreas de solo exposto (retângulos azul, amarelo e vermelho e verde). Os lagos e canais ainda estão nessa fase com a cor preta, mas com a redução do nível da água, e a diminuição da coluna d'água, os processos de ressuspensão serão mais frequentes e a cor da água se tornará novamente mais branca no período de seca.

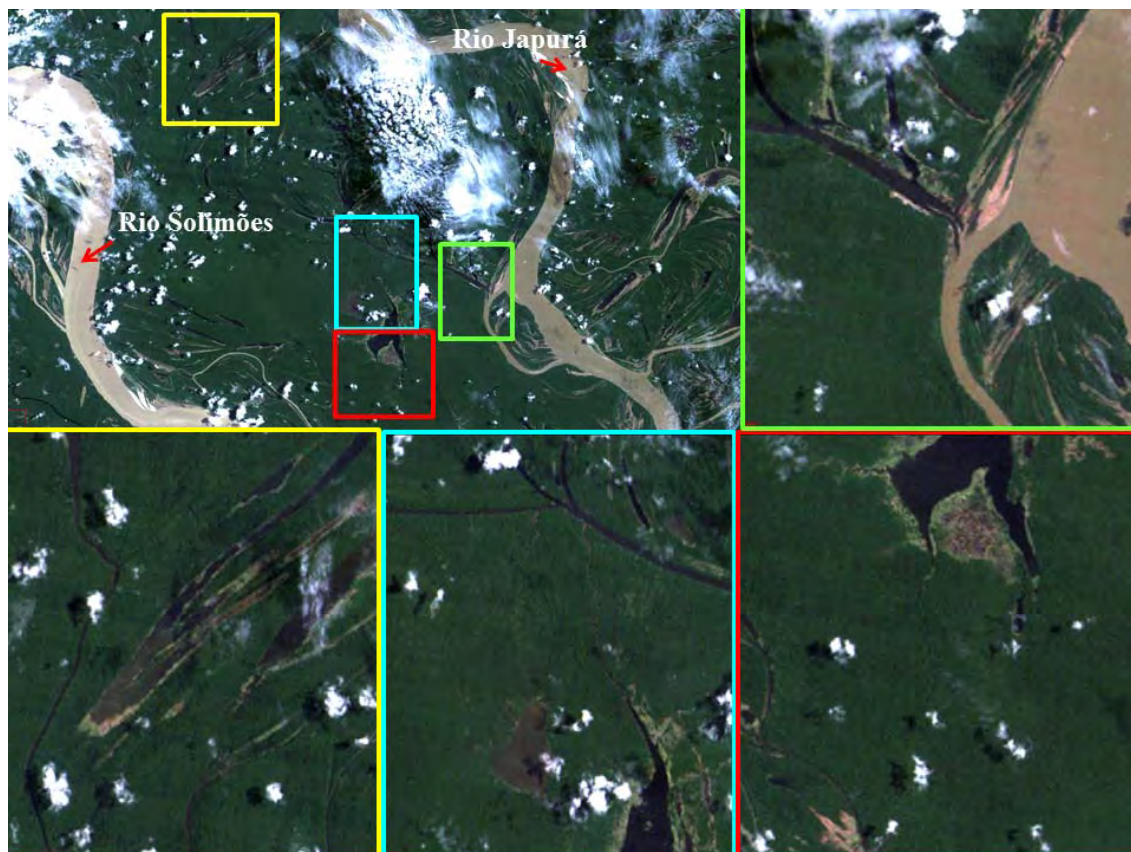


Figura 4.18: Imagem Landsat/TM, bandas 1, 2 e 3 (composição cor verdadeira), de 15/9/2001 (vazante). A cena ampliada no quadro verde mostra a conexão do Rio Japurá com o canal principal da planície de inundação, o Paraná do Jarauá. Em azul, é um dos canais que faz conexão ao Rio Solimões. Em vermelho, duas regiões muito dinâmicas, e que no momento, estão cobertas de água preta e com os bancos de macrófitas senescente ao redor. Em verde, o canal de conexão do Paraná do Jarauá com o Lago Buá Buá.

As características da água são dependentes do clima local, solo, vegetação adjacente, influência humana e exibem variações temporais e espaciais devido aos processos internos e externos (MAYBEC, HELMER, 1992; WETZEL, 2001). Um estudo realizado na planície do Lago Grande de Curuaí, Estado do Pará (Baixo Amazonas) (BARBOSA et al., 2010) mostrou que durante a cheia, a magnitude dos valores de pH, turbidez, clorofila-a e carbono orgânico dissolvido foram muito maiores dos que observados no presente estudo para os lagos da planície de Mimirauá. Durante a cheia, a água do Curuaí foi mais alcalina, mais túrbida e com altas concentrações de clorofila-a e carbono orgânico do que os lagos de Mimirauá no mesmo período da hidrógrafa. No entanto, durante a seca, essa situação foi inversa, com exceção da turbidez quando o

Curuaí atingiu valores extremos de 769 NTU enquanto em Mamirauá a turbidez média foi de 23.82 (2008), 60.46 NTU (2009) e 96 NTU (2010). A concentração média do carbono orgânico dissolvido e da clorofila-a foi duas e três vezes maior, respectivamente, em Mamirauá do que no Curuaí durante o período de seca. Provavelmente essas diferenças estão associadas ao fato de que o Lago Grande de Curuaí é grande, raso estando mais sujeito a ação do vento, e ainda está localizado numa região sujeita a grande alteração da cobertura vegetal original (BARBOSA, 2005; RENNÓ et al., 2010).

A planície de inundação do Curuaí é localizada no leste da Amazônia, 510 km distante de Manaus, no Estado do Pará. A população rural da planície é formada por 20.000 habitantes morando em 96 comunidades. Essa região é formada por 4 municípios que possuem uma forte tradição pecuarista com 234.678 cabeças de gado e 373.608 habitantes (IBGE, 2006). De acordo com Rennó (2010) aproximadamente 3600 km² de floresta alagada foram removidos do baixo Amazonas no período de 1975-1981 e 2008, o que representa 56% daquela região. Por outro lado, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, onde a intervenção humana é mínima e o desflorestamento é praticamente inexistente, é uma planície de inundação extremamente conservada onde apenas 6.500 habitantes habitam 64 comunidades. Os municípios em volta da reserva (6 no total) tem 134.558 habitantes e 8.677 cabeças de gado de acordo com o Censo de 2006 (IBGE, 2006).

Esses resultados mostram que as características limnológicas dos lagos de várzea são altamente dependentes do pulso de inundação, do ambiente do entorno, do rio principal de alimentação e da localização geográfica. Os lagos de várzea do Mamirauá estão localizados numa região não perturbada da floresta Amazônica e podem variar de oligotróficos, com baixa produtividade primária, durante o período de cheia, à hiper-eutróficos, com alta produtividade, na fase de seca. Essas mudanças, apesar de altamente contrastantes mostram como os ambientes não perturbados respondem as variâncias naturais em um ambiente tão diverso, e que conseqüentemente podem afetar a fauna local. Estudos anteriores (QUEIROZ, 2000; ARANTES et al., 2011) não conseguiram demonstrar relações entre as características físicas e químicas da água e a abundância de pirarucu nos lagos de Mamirauá, provavelmente devido ao tamanho da amostra e a grande variabilidade no sistema. Da mesma forma neste estudo o número de lagos amostrados não permitiu que fosse medida a correlação entre as propriedades

limnológicas e a abundância de pirarucu. No entanto, a caracterização limnológica em diversas fases do ciclo e englobando dois eventos extremos e eventos normais é de grande importância para o entendimento da variação das características da água em ambientes naturais.

4.2 Morfologia Lacustre

Os 58 lagos utilizados nesse estudo, após a exclusão dos lagos com menos de 7 anos de contagem, totalizam uma área de aproximadamente 2.436,42 hectares e apresentaram uma grande variabilidade em relação à sua morfologia. Essa área total de lagos está distribuída entre lagos cuja área varia de 1,5 a 435,9 hectares e cujo perímetro varia de 490 à 34834 metros (Figura 4.19).

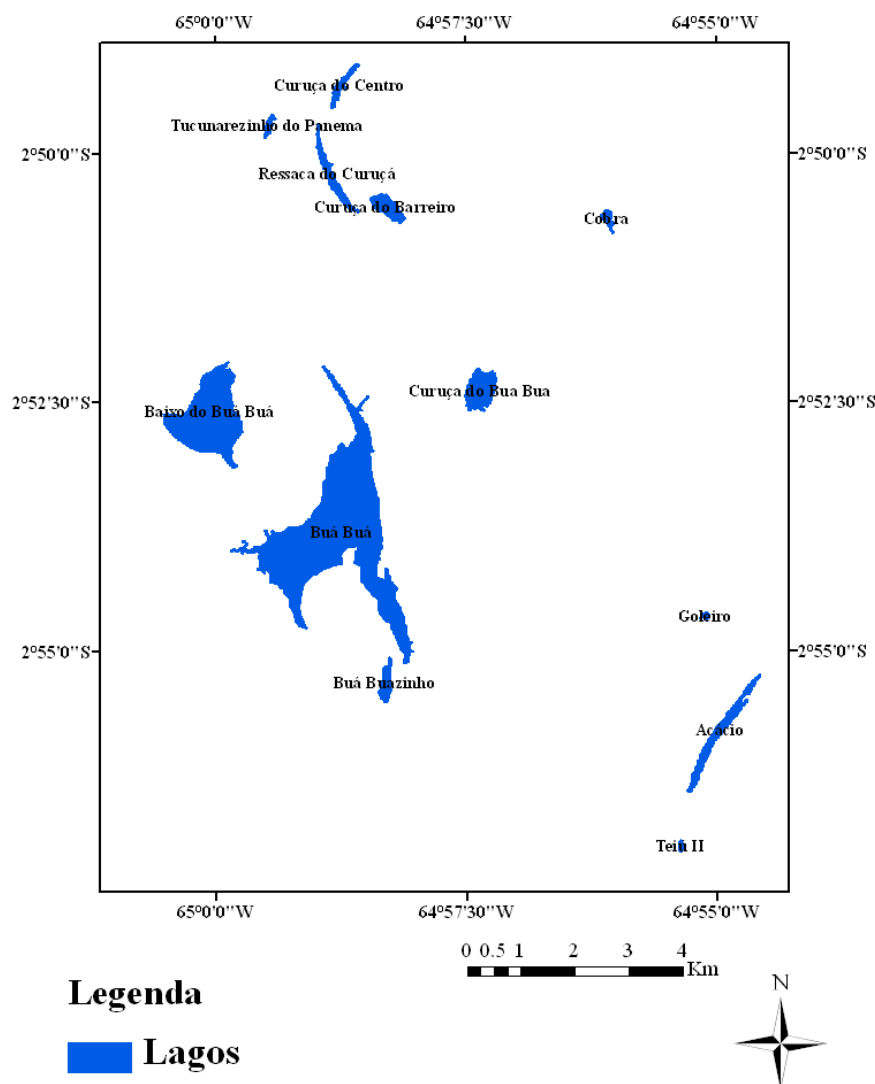


Figura 4.19: Exemplo de lagos mapeados na área de estudo.

Os lagos circulares foram os mais abundantes (25 no total), seguido pelos alongados simples (21), os compostos (7) e por último, e menos abundantes, os alongados diretos (5 lagos) (Figura 4.20). A Figura 4.20 apresenta a distribuição espacial dos tipos de lagos.

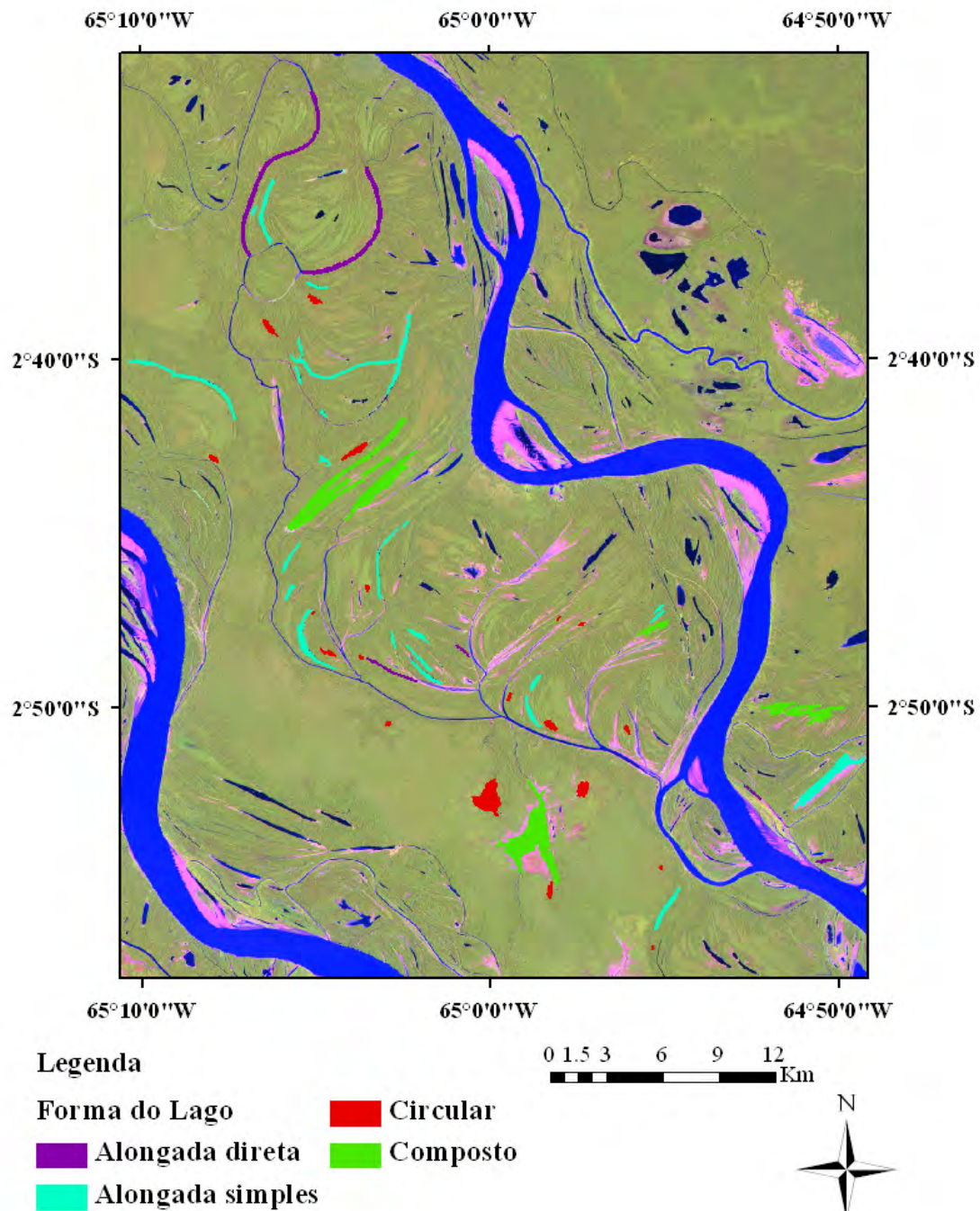


Figura 4.20: Tipo de forma dos lagos: Alongada direta (roxo), Alongada simples (azul), Circular (vermelho), Composto (verde).

A Tabela 4.3 apresenta o número de lagos para cada forma, o desenvolvimento perimetral médio, mínimo e máximo, e a área média, mínima e máxima para cada tipo de lago. É possível observar a grande variabilidade do tamanho dos lagos, sendo que os circulares apresentaram a menor área média (13,8 hectares) e os compostos a maior área média (163 hectares). Além disso, os lagos compostos representam 47% da área total de lagos, os alongados diretos 13%, o simples 26% e os circulares 14%. Melack (1984) e Sippel et al. (1992) observaram que os lagos circulares são predominantes na planície de inundação do Rio Amazonas, mas representam aproximadamente apenas 10% da área total de lagos. França (2005) em um estudo sobre a morfologia dos lagos no Baixo Amazonas, entre o Rio Madeira (a oeste) e o Rio Tapajós (a leste) observou que nessa região, do total de 1062 lagos analisados 83% eram circulares (880), 3% dendríticos (28), 8% alongados (80) e 7% compostos (7). No entanto, 54% da área eram compostas pelos lagos dendríticos e apenas 24% da área eram compostas de lagos circulares.

Tabela 4.3: Número de lagos, desenvolvimento perimetral (Dp) médio, mínimo e máximo, e área média, mínima e máxima, por forma de lago.

Forma	Número de lagos	Dp			Área (hectare)				
		Média	Min	Max	Média	Min	Max	Total	%
Alongada-Direta	6	3,9	2,6	5,3	63,0	4,8	145,7	315,3	13
Alongada-Simples	21	3,0	2,1	5,4	30,0	4,0	156,8	631,6	26
Circular	25	1,5	1,1	2,0	13,8	1,5	144,5	344,1	14
Composta	7	3,1	2,6	5,3	163,6	30,3	435,9	1145,4	47

Em relação ao desenvolvimento perimetral (Wetzel,1991), medida que expressa o distanciamento da forma do lago de um círculo perfeito (ou um lago clássico), os resultados variaram de 1,1 até 5,4. Apenas, sete lagos apresentaram Dp maior do que 4, indicando lagos de maior irregularidade das margens (TIMM, 1992). No entanto, é preciso salientar, que como a gênese de grande parte dos lagos fluviais está associada a migrações de canais, o que resulta em lagos alongados e estreitos, o alto valor do Dp não significa, necessariamente, que o lago possua margens irregulares, mas apenas que a área é pequena em relação a extensão do perímetro, em decorrência de sua forma alongada. Como foi observado nesse estudo, os lagos com alto Dp (>4) eram lagos alongados e compridos (com exceção de um que era composto), formados pela aglutinação de paleocanais de drenagem, canais distributários cuja conexão foi barrada

por sucessivas fases de sedimentação da várzea e migração do canal dos rios Solimões e Japurá.

Em relação ao Índice de Expansão do Lago (IEL) a Tabela 4.4 apresenta o número de lagos para cada IEL de acordo com a sua forma. Pode-se observar que a maioria dos lagos (23) apresentou um IEL pouco expansivo (Classe 3), seguido pelo IEL não expansivo (Classe 4) (com 18 lagos), sendo o IEL muito expansivo (Classe 1) o menos abundante (com 3 lagos apenas) (Figura 4.21).

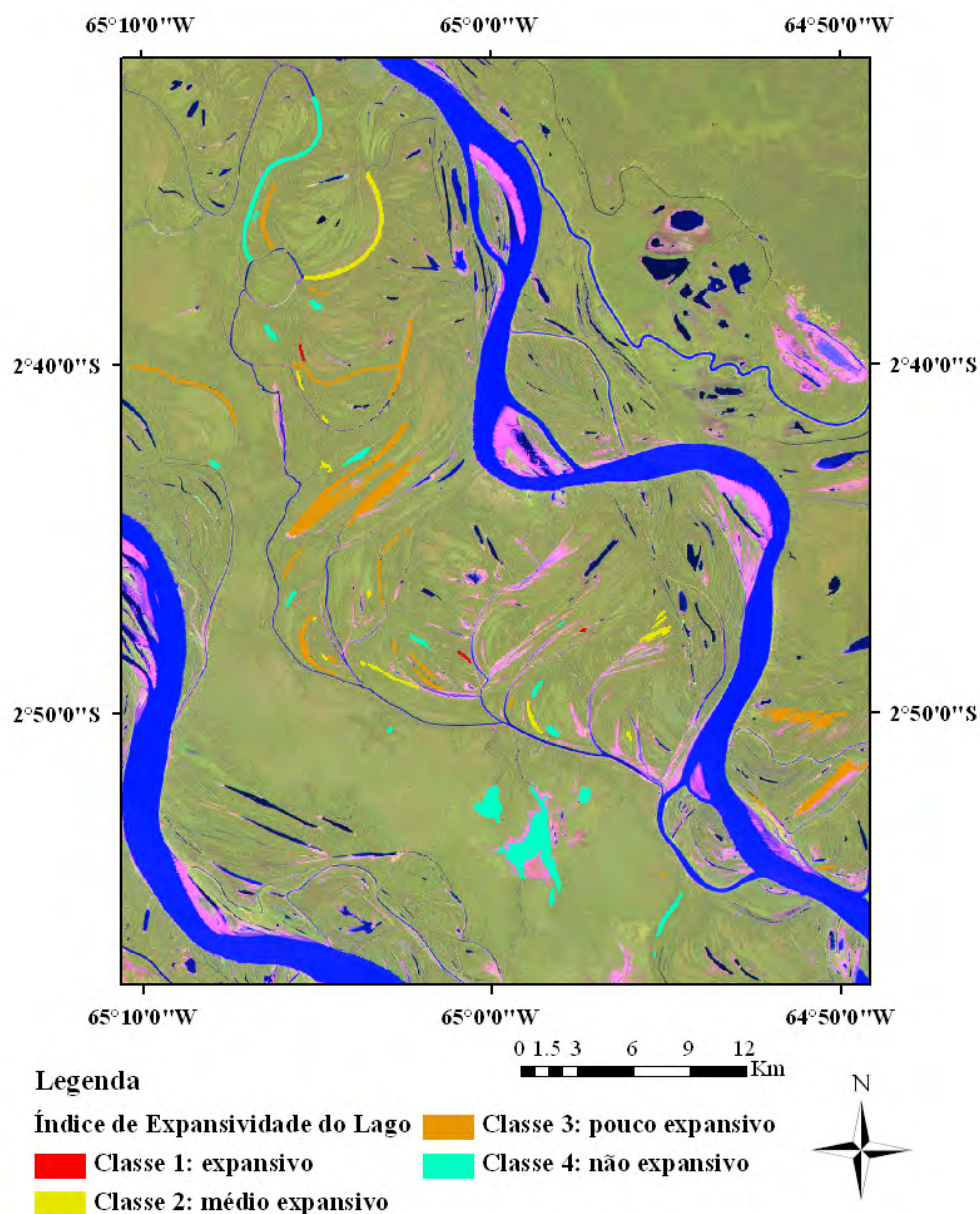


Figura 4.21: Índice de Expansão do Lago, onde: 1: Lago expansivo; 2: Lago médio expansivo; 3: Lago pouco expansivo e 4: Lago não expansivo.

Os lagos circulares são em sua maioria não expansivos, apresentando uma menor flutuação da superfície da água. Já os alongados simples e os compostos são em sua maioria pouco expansivos, apresentando uma variação de 25 a 50% de seu espelho d'água. No entanto, ao longo do ano hidrológico a área de espelho d'água dos lagos muda de acordo com o nível da água. O número de lagos alongados diretos, que são em sua maioria expansivos, na realidade não são lagos propriamente ditos, e sim canais de ligação, cujo tamanho é muito dependente do pulso de inundação. Como a análise realizada somente considerou os lagos que apresentavam mais de 7 anos de contagem de pirarucu, a maioria dos lagos alongados diretos foram excluídos, pois na maioria dos anos, durante o período de contagem de 1999 à 2009, eles estavam secos, ou com o nível da água tão baixo que não foram alvo de contagem de pirarucus

Os lagos circulares e alongados diretos possuem características de lagos propriamente ditos com apenas um canal de ligação com o rio principal, o qual durante o período de seca sofre interrupção da entrada de água (ou sua entrada torna-se muito baixa). Dessa forma esses lagos ficam isolados porém com a água em seu interior (a saída de água é exclusivamente pela evaporação), ao contrário dos lagos alongados diretos, nos quais a água continua a sair pelo canal de conexão, geralmente curto e largo. Esses fatos explicam porque os lagos circulares e alongados simples apresentam IEL menos expansivos.

Tabela 4.4: Número de lagos para cada IEL de acordo com a sua forma.

Forma	Número de lagos	IEL			
		1 (0-0.25) expansivo	2 (0.25-0.5) Médio expansivo	3 (0.5-0.75) pouco expansivo	4 (0.75-1) não expansivo
Alongada-Direta	5	1	2	1	1
Alongada-Simples	21	1	5	12	3
Circular	25	1	6	5	13
Composta	7	0	1	5	1
Total	58	3	14	23	18

4.3 Dinâmica de inundação

Os resultados mostraram que a área total de floresta alagada, dentro da zona tampão dos lagos, mapeada por meio dos dados do SCANSAR é explicada pelo nível da água medido na régua do lago da RDSM, no mesmo período, demonstrando a capacidade do sensor ALOS/PALSAR em delimitar as áreas inundadas, onde $y = -470,6 + 16,8 * x$, $r^2 = 0,86$, nível de significância = 0.05. (Figura 4.22).

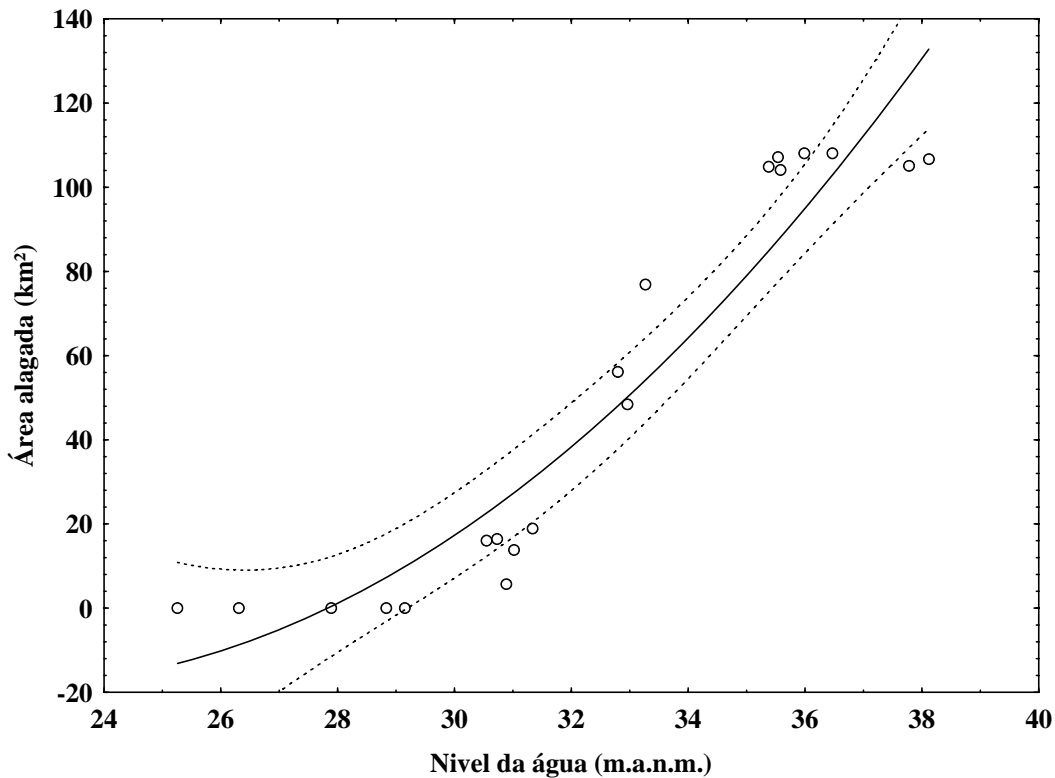


Figura 4.22: Regressão entre a área inundada total na zona tampão dos lagos e o nível da água no mesmo período.

Como as imagens de radar utilizadas foram obtidas em épocas diferentes e recorrentes ao longo das fases da hidrógrafa, foi possível observar o efeito do pulso de inundação sobre o tempo de residência hidráulica na região delimitada pelo buffer ao redor de cada lago. A Figura 4.23 apresenta a porcentagem de margem dos lagos alagados, ou seja, lagos cujas margens foram alcançadas pela frente de inundação em cada data, no período de 2006 a 2009. As Figuras 4.24 e 4.25 apresentam a distribuição espacial da inundação ao longo dos dois anos hidrológicos (2006 à 2007 e 2007 à 2008). A análise permitiu observar que com o aumento do nível da água, há o aumento do número de margens alagadas. É possível também observar que com a descida do nível a água, diminui também o número de ambientes alagados. Nos meses de maio e julho, quando é

caracterizado o período de cheia, todos os lagos estão com as margens alagadas, visto que a região inteira está conectada pelo grande volume de água. Com a vazante, o número de ambientes alagados diminui até o período de seca, quando então, as margens dos lagos não se encontram mais alagadas.

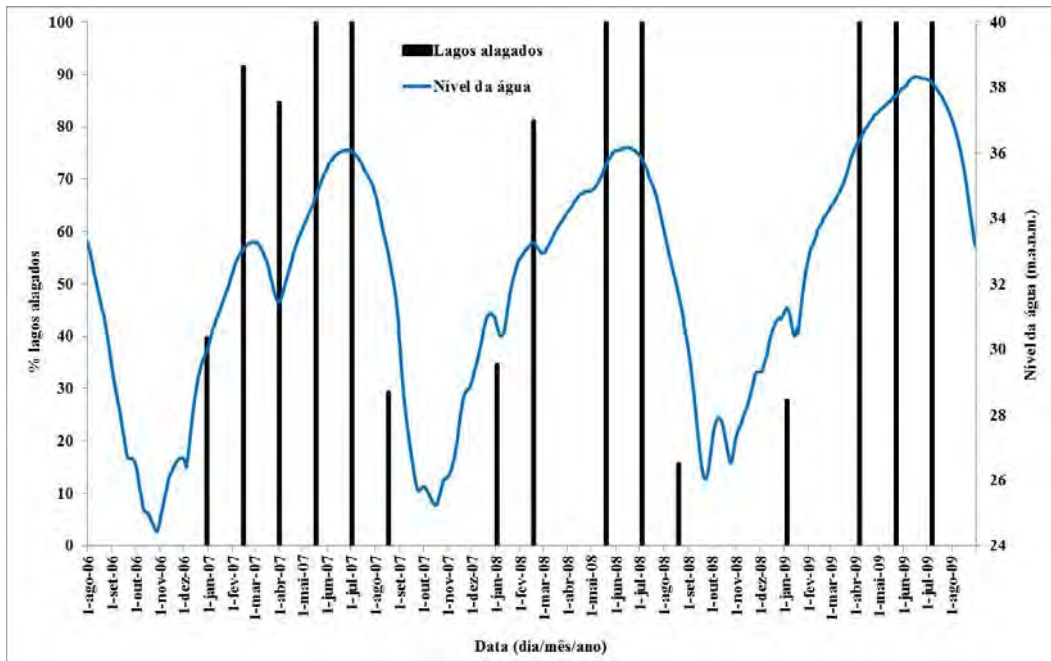


Figura 4.23: Porcentagem de lagos com as margens alagadas em cada data no período de 2006 à 2009 e no eixo secundário o nível da água em cada data.

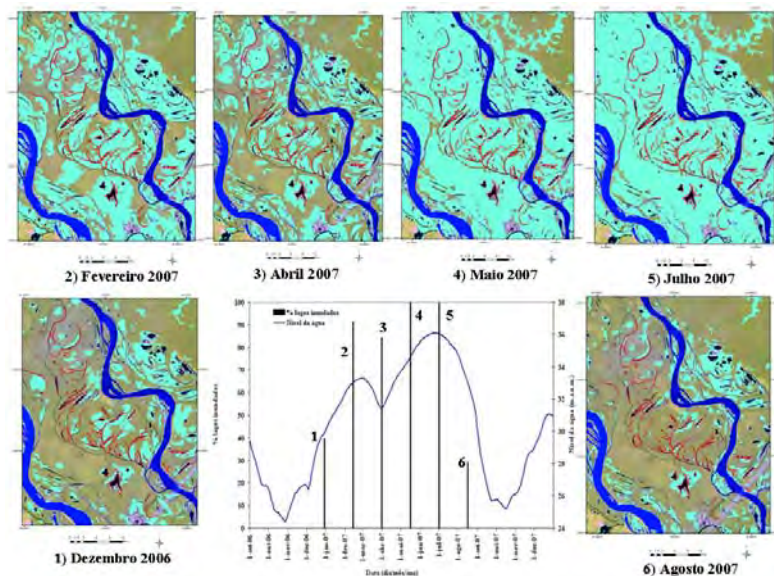


Figura 4.24: Distribuição espacial do alagamento da floresta ao longo do ano hidrológico de 2006 à 2007. Em vermelho estão destacados os lagos estudados (Mapas de inundação adaptados de Hess et al., 2011)

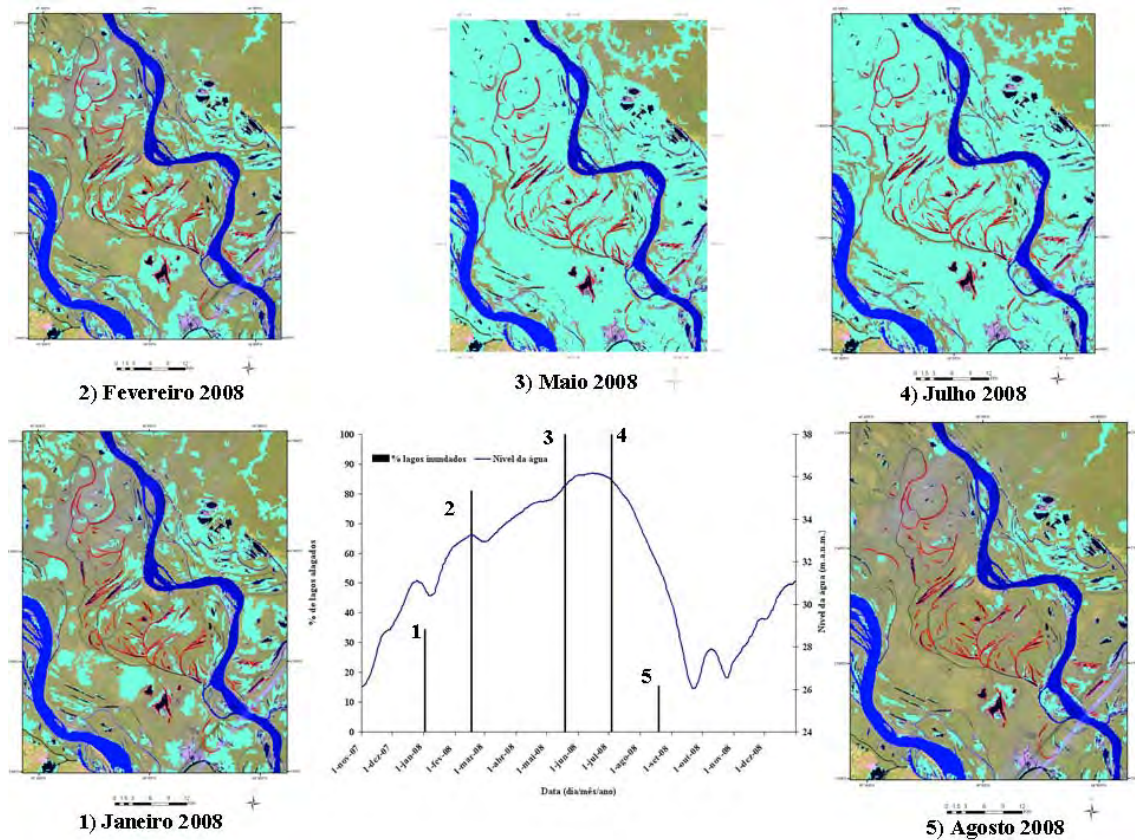


Figura 4.25: Distribuição espacial do alagamento da floresta ao longo do ano hidrológico de 2007 à 2008. Em vermelho estão destacados os lagos estudados. (Mapas de inundação adaptados de Hess et al., 2011)

É importante salientar que os anos de 2006, 2007 e 2008 são anos típicos e normais, apresentando uma variação do nível da água bem próxima da média normal anual. A Figura 4.26 apresenta a variação anual dos anos de 2006 a 2008 e 3 anos atípicos, dois de cheia extrema (1999 e 2009) e um de seca extrema (1995), e a média normalizada. Isso mostra que apesar das pequenas diferenças em relação à data de inundação, os dois anos hidrológicos representam um padrão normal de alagamento e vazante da região.

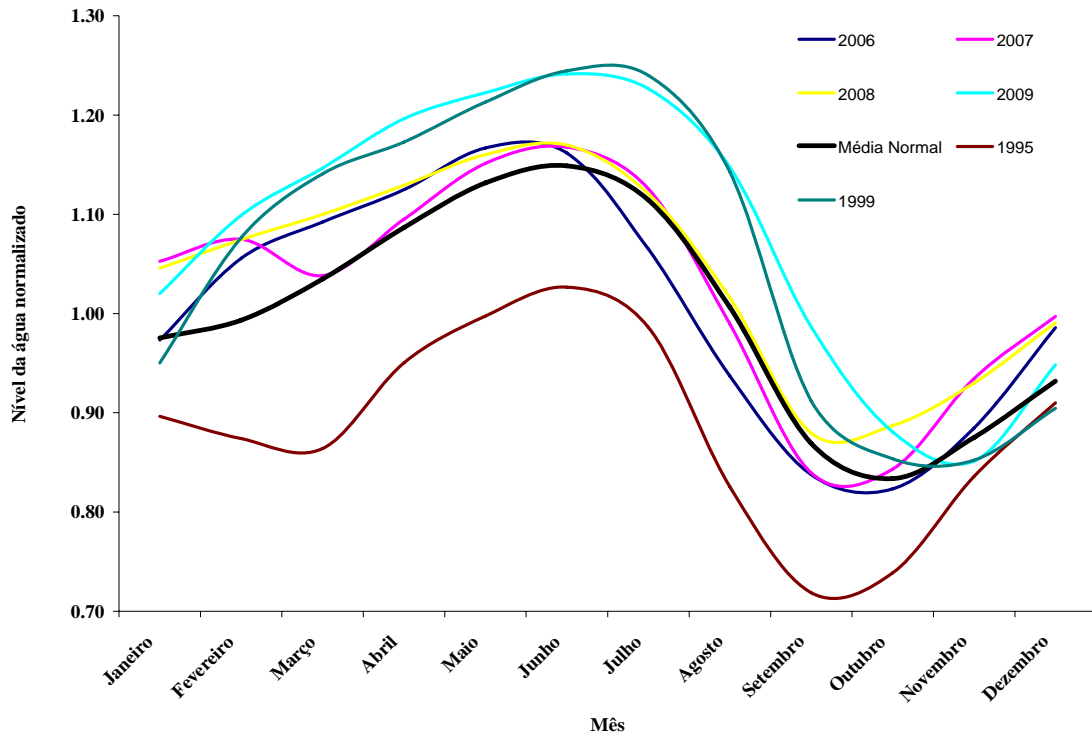


Figura 4.26: Variação da média normalizada do nível da água mensal nos anos de 1995, 1999, 2006 à 2009 e média normalizada.

A Tabela 4.5 apresenta o número de lagos para cada data de enchente e vazante em cada ciclo. Os lagos de classe 1, são os que alagaram primeiro, no final do mês de dezembro (em 2006) ou no início do mês de janeiro (em 2007) e assim por diante. No caso da vazante, os lagos classificados como 1 são aqueles em que a vazante terminou no mês de agosto em ambos os anos, ou seja, na zona tampão desses lagos, não havia mais sinais de alagamento nesse data.

Tabela 4.5: Número de lagos para cada classe nos períodos de enchente e vazante nos dois ciclos do pulso de inundação, 2006 a 2007 e 2007 a 2008. Os números de 1 a 4 indicam a classe correspondente ao período em que ocorreu o início da enchente e o final da vazante.

Classes Enchente	Enchente		Classes Vazante	Vazante	
	2006-2007	2007-2008		2006-2007	2007-2008
1 (Dez/Jan)	23	20	1 (Ago)	41	49
2 (Fev)	30	30	2 (Out)	17	9
3 (Abr)	0	-	-	-	-
4 (Maio)	5	8	-	-	-

Pode-se observar que em ambos os anos, cerca de 50 % dos lagos foram alagados entre o final do mês de dezembro (em 2006-2007) e início do mês de janeiro (2007-2008), e o restante dos lagos (30) até fevereiro nos dois ciclos.

No mês de maio 10% dos lagos foram alagados em 2006-2007, e 14% em 2007-2008. Apesar de não existir uma imagem no período de abril do ciclo de 2007-2008, nenhum lago novo foi alagado no mês de abril em 2006-2007.

Embora o número total de lagos alagados em ambos os ciclos seja semelhante, os lagos não são os mesmos. Apenas trinta e dois lagos foram alagados na mesma data em ambos os ciclos. Desse total, onze lagos alagaram em dezembro/janeiro (Classe 1) nos dois períodos. No caso da data de alagamento no mês de fevereiro (Classe 2) apenas dezoito lagos alagaram nessa data em ambos os ciclos. E em Maio (Classe 4) apenas três lagos foram recorrentes no alagamento nesse período nos dois anos. No caso das mudanças de data de alagamento nos dois ciclos, vinte e seis lagos tiveram seu alagamento antecipado ou atrasado.

Desse total, doze lagos que apresentaram suas margens alagadas em dezembro (2006-2007), alagaram somente em fevereiro (2007-2008) no ciclo seguinte. Cinco lagos que alagaram em fevereiro (2006-2007), só alagaram novamente em maio no outro ano (2007-2008). Sete lagos que alagaram em fevereiro no ciclo 2006-2007, tiveram seu alagamento antecipado em 2007-2008, alagando no mês de janeiro. E dois lagos, que alagaram apenas em maio em 2006-2007, no ano seguinte alagaram 4 meses antes, em janeiro.

Ao analisar o período de vazante, observa-se que 70% a 80% dos lagos não estão mais alagados no mês de agosto, ou seja, nessa data a imagem de radar não apresentava mais nenhum sinal de alagamento da floresta. Ao contrário do que ocorre durante o período da enchente, na vazante 46 lagos mantiveram a sua data de final de alagamento constante, sendo que 39 lagos não estavam mais alagados em agosto de ambos os anos, e 7 lagos em outubro dos dois anos. Em relação às mudanças das datas de final de vazante, dois lagos que não estavam mais alagados em agosto no ciclo 2006-2007, só e no ciclo 2007-2008 ocorreu somente em outubro.. No entanto, 10 lagos que só deixaram de ter suas margens alagadas em outubro no ciclo 2006-2007, anteciparam para agosto o final da vazante no ciclo 2007-2008.

Em geral pode-se observar que o nível de alagamento do ciclo precedente tem influência sobre o início do alagamento do ano posterior. Além disso, como o início da enchente também coincide com o de máximas precipitações na região, a variabilidade espacial do início do alagamento também se explica pela variabilidade da intensidade das chuvas na reserva e nas nascentes do Solimões e do Japurá.

Apesar da variação quanto à data de início e final do alagamento da floresta entorno dos lagos, pode-se observar um padrão em que aproximadamente 40% deles começam a ter suas florestas alagadas no final de dezembro e início de janeiro.

Esse padrão também foi observado com os dados dos TiBs colocados nas árvores (AFFONSO et al., 2011), em que os sensores localizados em até 1 metro de altura nas árvores de 13 estações já se encontravam alagados em meados de janeiro de 2009. Apesar de 2009 ter sido um ano atípico, pela grande cheia que ocorreu no ano, ao observar os dados da hidrógrafa do início da enchente desse ciclo (2008-2009) (que no caso se inicia em 2008) e dos anteriores (2006-2007 e 2007-2008) (Figura 4.27) nota-se que o nível da água é muito parecido e próximo. No entanto, em janeiro o nível da água em 2009 é bem mais elevado do que nos anos anteriores, o que talvez explique o nível da água alcançado pela enchente naquela data. Conforme medido pelos Ibuttons, no final de Janeiro e meados de Fevereiro de 2009, a inundação foi captada por sensores que estavam localizados em até 3 metros de altura nas árvores.

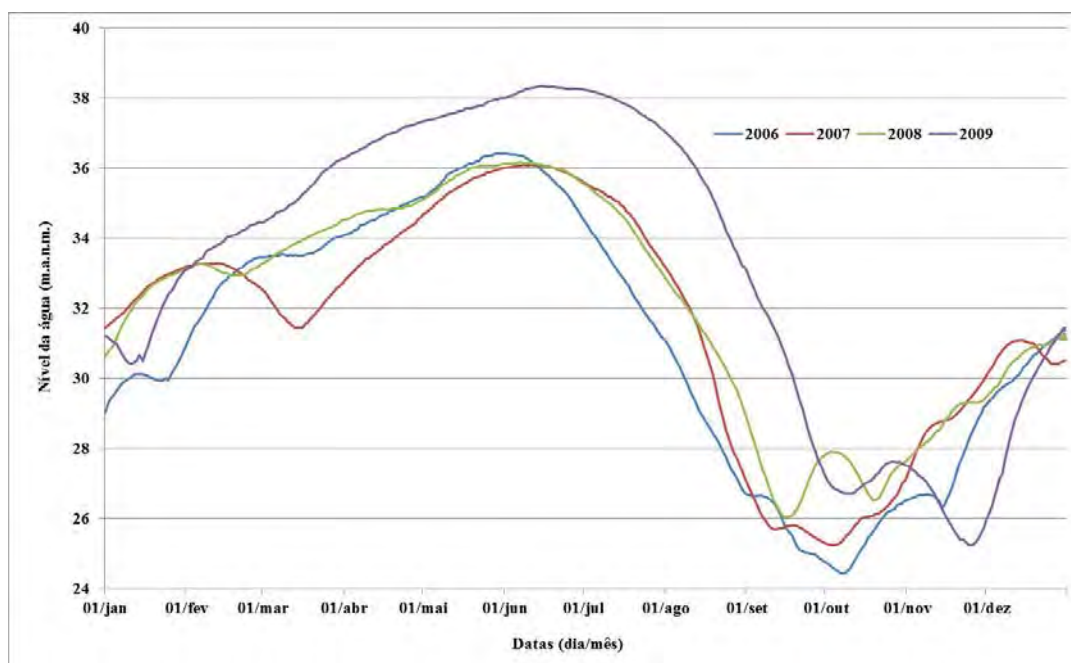


Figura 4.27: Nível da água nos anos de 2006, 2007, 2008 e 2009.

Em relação à vazante, os dados registraram que a partir de agosto os sensores localizados nos locais mais altos nas árvores já não estavam mais alagados. E em setembro todas as estações amostrais já não estavam alagadas.

A variação das datas de enchente e vazante determinadas pelas imagens de satélite, pode ser devida a diversos fatores, como a baixa resolução espacial das imagens (100 metros), falhas no algoritmo de classificação, e ainda diferenças reais no alagamento dos lagos. Quer seja pelo aumento da velocidade da água, quer pela ocorrência de tempestade anterior ou no dia da passagem do satélite que possa ter encharcado o solo e causado alteração no retroespalhamento da imagem, e assim contribuído para as diferenças entre datas.

A Tabela 4.6 apresenta a data de inundação por forma de lago. Pode-se observar um padrão similar entre todas as formas de lago. Ou seja, os lagos começam a inundar em dezembro/janeiro, mas na maioria dos lagos a enchente começa no mês de fevereiro, independente de sua forma.

Tabela 4.6: Número de lagos conforme a classe da enchente e vazante nos dois ciclos, 2006 a 2007 e 2007 a 2008, para cada tipo de forma do lago. Onde os números de 1 a 4 indicam a classe de vazante e enchente.

Lagos	Classe Enchente	Enchente		Classe Vazante	Vazante	
		06-07	07-08		06-07	07-08
Alongada-Direta	1 (Dez/Jan)	1	3	1 (Ago)	5	4
	2 (Fev)	4	1	2 (Out)	-	1
	3 (Abr)	0	-		-	-
	4 (Maio)	0	1		-	-
Alongada-Simples	1 (Dez/Jan)	9	5	1 (Ago)	14	19
	2 (Fev)	11	13	2 (Out)	7	2
	3 (Abr)	0	-		-	-
	4 (Maio)	1	3		-	-
Circular	1 (Dez/Jan)	9	9	1 (Ago)	19	20
	2 (Fev)	13	12	2 (Out)	6	5
	3 (Abr)	0	-		-	-
	4 (Maio)	3	4		-	-
Composto	1 (Dez/Jan)	3	3	1 (Ago)	3	6
	2 (Fev)	2	4	2 (Out)	4	1
	3 (Abr)	0	-		-	-
	4 (Maio)	1	-		-	-

A Tabela 4.7 apresenta o número de lagos para cada data de enchente e vazante de acordo com o Índice de Expansão dos Lagos. É possível observar o mesmo padrão que os citados anteriormente, sem nenhum caso diferenciado.

Tabela 4.7: Número de lagos por classe da enchente e vazante nos dois ciclos, 2006 a 2007 e 2007 a 2008, para cada classe do Índice de expansão dos Lagos (IEL). Onde os números de 1 a 4 indicam a classe de vazante e enchente.

IEL	Classe Enchente	Enchente		Classe Vazante	Vazante	
		06-07	07-08		06-07	07-08
1	1 (Dez/Jan)	2	1	1 (Ago)	3	2
	2 (Fev)	1	2	2 (Out)		1
	3 (Abr)	0				
	4 (Maio)	0				
2	1 (Dez/Jan)	2	3	1 (Ago)	12	12
	2 (Fev)	11	9	2 (Out)	2	2
	3 (Abr)	0				
	4 (Maio)	1	2			
3	1 (Dez/Jan)	11	6	1 (Ago)	16	21
	2 (Fev)	10	13	2 (Out)	7	2
	3 (Abr)	0				
	4 (Maio)	2	4			
4	1 (Dez/Jan)	8	10	1 (Ago)	10	14
	2 (Fev)	8	6	2 (Out)	8	4
	3 (Abr)	0				
	4 (Maio)	2	2			

4.4 Caracterização da cobertura da terra

A Tabela 4.8 apresenta a área total mapeada para cada classe contida no buffer de 100 metros de todos os lagos estudados. É importante salientar que a classe de macrófitas representa os bancos permanentes e/ou sazonais, que aparecem nas margens dos lagos e nas áreas de chavascal. A Figura 4.28 apresenta o mapa de cobertura da terra (adaptado de HESS et al., 2011) para a região de estudo.

Pode-se observar que a classe de restinga baixa é a predominante, seguida pelo chavascal, a restinga alta e a região de macrófitas dentro do buffer de 100 metros ao redor dos lagos e não em relação ao total da área mapeada por Hess et al. (2011).

Tabela 4.8: Área total (hectares) e porcentagem das classes de uso e cobertura da terra mapeadas na zona tampão dos lagos estudados.

Classe	Restinga Alta	Restinga baixa	Macrófitas	Chavascal
Área	502,7	1401,9	407,1	693,5
%	16,73	46,65	13,55	23,08

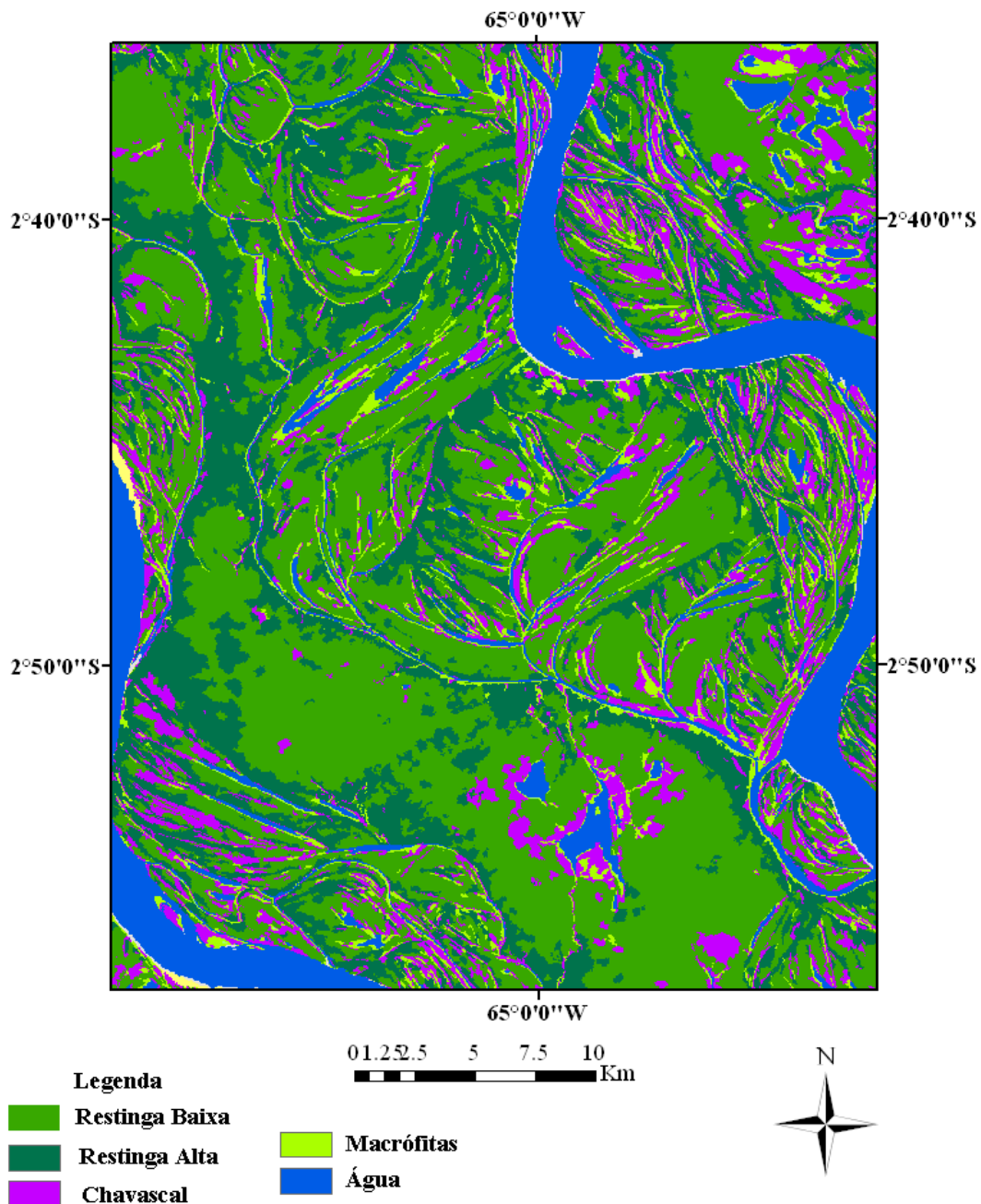


Figura 4.28: Mapa de cobertura da terra para a região de estudo. Adaptado de Hess et al., 2011.

A Tabela 4.7 apresenta os tipos de vegetação predominantes para cada tipo de forma de lago. De um modo geral, a restinga baixa é a vegetação predominante em 45 lagos, a

restinga alta em 6 lagos e o chavascal em 9 lagos. O segundo tipo de vegetação predominante foi o chavascal em 20 lagos, a restinga alta foi o segundo tipo de vegetação predominante em 17 lagos, a macrófita em 11 lagos e a restinga baixa em 10 lagos.

A combinação de tipo de vegetação (predo1/predo2) mais comum foi a restinga baixa com chavascal (21 lagos), depois a restinga baixa com restinga alta (17 lagos), a restinga alta com macrófitas (7 lagos), chavascal com restinga baixa (6 lagos), restinga alta com restinga baixa (lagos), restinga alta com macrófitas (2 lagos) e a combinação chavascal e restinga alta e chavascal e macrófitas apareceram apenas em 1 lago cada uma.

Em relação ao número de lagos para cada tipo de vegetação predominante de acordo com a forma do lago, pode-se observar que nos lagos compostos, o fato de a restinga alta não ser predominante pode ser relacionado a terem área de expansão maior, provavelmente lagos mais recentes ainda em formação que foram gerados a partir da aglutinação de canais e secções de rios. No caso dos lagos alongados simples e diretos, a restinga baixa em combinação com a restinga alta foram predominantes, e no caso dos circulares a restinga baixa com o chavascal. Wittman et al. (2002) também identificaram a restinga baixa como o tipo de vegetação predominante na região, classificada como várzea baixa. No entanto, eles não conseguiram separar a classe de chavascal da restinga baixa pela similaridade da resposta espectral das imagens ópticas Landsat TM. O mapeamento por meio de imagens de radar proporciona a divisão das classes por tempo de inundação, como foi realizado por Hess et al. (2011). No presente estudo, cada classe foi associada a um quantil, que determinou o número de meses inundados, e assim foi possível separar as classes de Restinga alta (floresta inundada de 2 a 4 meses), Restinga baixa (áreas de floresta inundadas de 4 a 6 meses) e Chavascal (regiões com comunidade arbustiva baixa, esparsamente florestada, inundadas pelo período de 6 a 8 meses).

Tabela 4.9 Número de lagos para cada combinação de tipo de vegetação predominante em relação à forma do lago. Onde Predo1: vegetação mais predominante e Predo2: segundo tipo de vegetação predominante.

Forma	Predo1/Predo2	Restinga Alta	Restinga Baixa	Chavascal	Macrófita	<i>Predominante 1 Total</i>
Alongada-Direta	Restinga Alta		-	-	-	0
	Restinga Baixa	3		1	-	4
	Chavascal	-	1		-	1
	Macrofitas	-	-	-		-
	<i>Predominante 2 total</i>	3	1	1	-	5
Alongada-Simples	Restinga Alta		3	-	1	4
	Restinga Baixa	10		5	3	18
	Chavascal	1	2		-	3
	Macrofitas	-	-	-		-
	<i>Predominante 2 total</i>	11	5	5	4	25
Circular	Restinga Alta		1	-	1	2
	Restinga Baixa	4		10	3	17
	Chavascal	-	1		2	3
	Macrofitas	-	-	-		-
	<i>Predominante 2 total</i>	4	2	10	6	21
Composto	Restinga Alta		-	-	-	-
	Restinga Baixa	-		4	1	5
	Chavascal	-	2		-	2
	Macrofitas	-	-	-		-
	<i>Predominante 2 total</i>	-	2	4	1	7

4.5 Caracterização da dinâmica do espelho d'água e das macrófitas

A extensão de espelho d'água (livre de cobertura vegetal), das macrófitas e de solo exposto variou entre as fases da hidrógrafa, entre os anos observados e entre lagos. De uma forma geral, a extensão de foi maior na cheia e menor na seca, já a área de macrófita teve comportamento inverso (Figura 4.29).

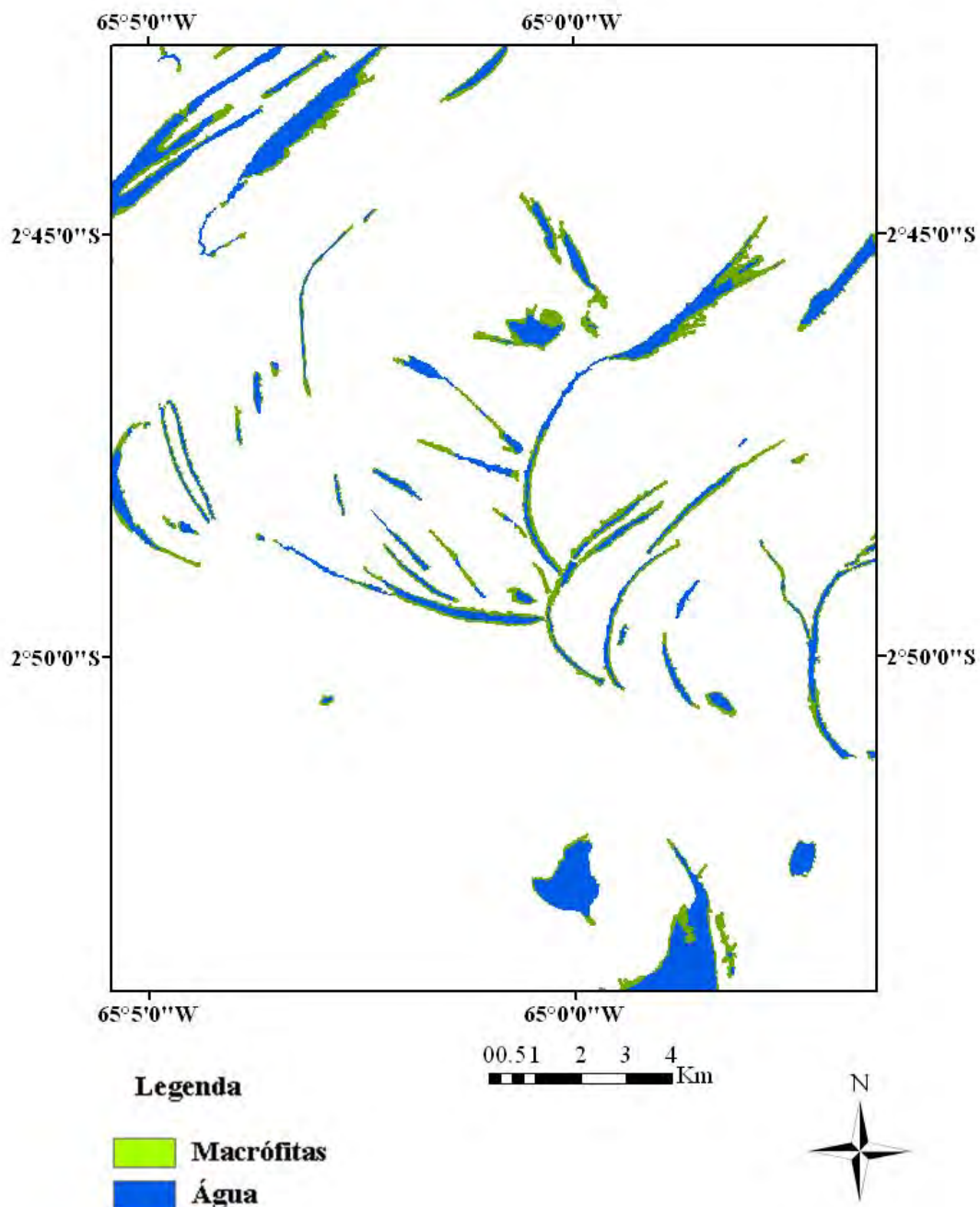


Figura 4.29: Exemplo de uma área do mapa de cobertura dos lagos de 24 de julho de 2007, período de cheia.

A superfície total da água nos lagos no período compreendido entre 1999 e 2009 variou de um mínimo de 42% (na seca de 2009) a um máximo de 93% (na cheia de 1999) da área total dos lagos (2464 hectares) Dados da cheia e da extrema seca de 2010 não foram usados por falta de imagens sem cobertura de nuvens e com ausência de ruído. Alguns lagos não apresentaram a classe espelho d'água aparente na imagem, por se encontrarem recobertos por macrófitas, ou solo exposto, ou ainda devido à grande cobertura de nuvens em algumas datas. Por exemplo, na cheia de 2008, havia 9 lagos com 100 % de cobertura por macrófitas, já na seca de 2008, foram identificados 5 lagos (Tabela 4.10). Os períodos de seca apresentaram o maior número de lagos com 100 % de cobertura por macrófitas, seja presente em suas margens (na fase terrestre) ou sob o espelho d'água O número de lagos cobertos 100% por nuvens variou de 1 a 2 lagos (Figura 4.12).

Tabela 4.10: Número de lagos 100% cobertos por macrófita, nuvem e solo exposto nas diferentes fases da hidrógrafa no período de 1999 a 2009, e o nível da água em cada data.

Fase da hidrógrafa por ano	Macrófita	Nuvem	Solo Exposto	Nível d'água
Cheia-99	0	0		37,1
Seca-99	0	2	0	25,8
Cheia-00	1	0		34,3
Seca-00	0	0		26,1
Cheia-01	0	2		34,8
Seca-01	1	0	0	27,1
Cheia-02	0	0		35,8
Seca-02	0	0	1	26,8
Cheia-04	4	0		33,2
Seca-04	2	0	0	29,9
Cheia-05	2	0		33,7
Seca-05	2	0	0	24,3
Cheia-06	3	0		34,1
Seca-06	3	2	0	26,2
Cheia-07	4			34,0
Seca-07	0	0	0	25,7
Cheia-08	9	0		36,1
Seca-08	5	0	0	27,6
Cheia-09	4	0		37,5
Seca-09	3	1	0	25,8

Os lagos que apresentaram 100% de cobertura de nuvens foram excluídos da análise. A área de cada classe dos lagos restantes foram calculadas com base na área do lago menos a área de nuvem, pressupondo que a região que não está coberta de nuvem representa relativamente a região coberta por nuvem.

O menor valor de área de espelho d'água ocorreu na seca de 2006, e o maior na cheia de 1999. A cheia de 1999 foi a maior que ocorreu na região da reserva desde 1991, quando começaram os registros de nível da água, com a máxima de 38,55 m.a.n.m. Esse nível foi maior do que o da cheia de 2009, quando o nível da água subiu até 38,33 m.a.n.m. na região. No sistema dos rios Negro e Solimões perto da cidade de Manaus, contudo, essa cheia foi considerada a maior dos últimos 107 anos (CPRM, 2009).

A cheia de 1999 também apresentou a menor área de cobertura de macrófitas, quando esta atingiu apenas 5% da área total de lagos. Já a maior cobertura de macrófitas ocorreu na seca de 2009, quando a cobertura por macrófitas atingiu 43% da área total. A tabela 4.11 apresenta a porcentagem da área total de cada classe em cada fase em cada ano.

Tabela 4.11: Porcentagem da área total dos lagos para cada classe em cada fase da hidrógrafa por ano.

Ano	Cheia		Seca		
	Água	Macrófitas	Água	Macrófitas	Solo exposto
1999	94,72	5,28	67,96	28,12	3,06
2000	90,30	9,70	66,61	33,39	0,00
2001	85,10	14,32	73,21	27,38	1,35
2002	80,13	19,87	74,72	11,16	8,17
2004	81,15	18,85	77,85	21,98	0,17
2005	81,23	18,77	62,70	37,08	0,22
2006	80,23	19,77	56,31	33,72	3,98
2007	80,19	19,81	69,66	27,74	2,60
2008	67,94	32,06	68,63	31,13	0,24
2009	86,11	13,89	56,37	42,87	0,00

A variação espacial e temporal da superfície de espelho d'água, da cobertura de macrófitas e solo exposto não é a mesma entre diferentes tipos de lago (Figuras 4.30 a 4.34). Os lagos do tipo alongado (simples e direto) e do tipo composto apresentaram uma variação maior da superfície de espelho d'água e da cobertura de macrófitas (e solo exposto) do que os lagos circulares. Estes últimos praticamente mantiveram a porcentagem de espelho d'água constante entre a cheia a seca, com pelo menos 80% da área classificada como espelho d'água em todas as datas, com exceção da seca de 2006.

Nessa data ocorreu uma maior cobertura de nuvens sobre os lagos circulares. Isso sugere que os lagos circulares são mais isolados, mais dependentes da reciclagem de nutrientes local, do que do aporte externo. Nos lagos do tipo alongado e composto, durante a seca, a porcentagem total de espelho d'água cai para 30% da área total. Esses lagos são canais abandonados, os quais durante a cheia se transformam em sistemas semi-lóticos, conectados aos canais e rios principais, apresentando fluxo e direção variáveis em função da fase do pulso de inundação (ALSDORF et al., 2005). Da mesma forma, a variação espacial da área ocupada por macrófitas foi maior nesses lagos do que nos lagos do tipo circular. Esses lagos estão sujeitos a uma exposição sazonal de suas margens que favorece a colonização por macrófitas (SILVA et al, 2010). Além disso, com a conexão dos rios principais em grande parte do ano, tais lagos recebem constante aporte de nutrientes possuindo uma maior produtividade primária (MELACK; FORSBERG, 2001).

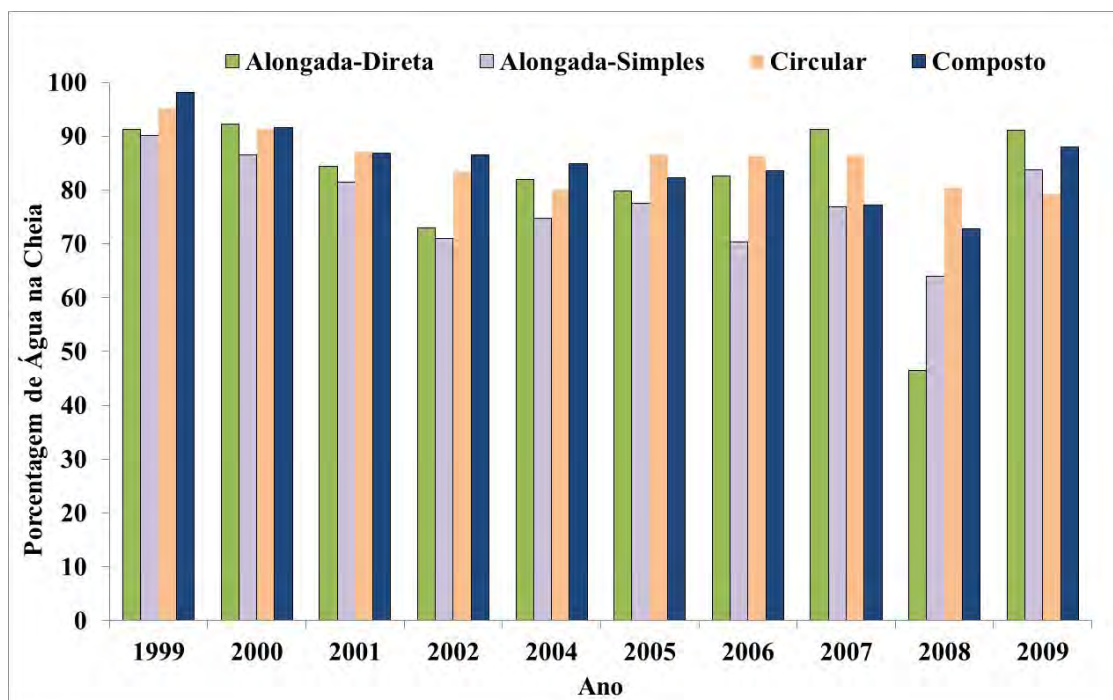


Figura 4.30: Porcentagem de espelho d'água no período de cheia de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.

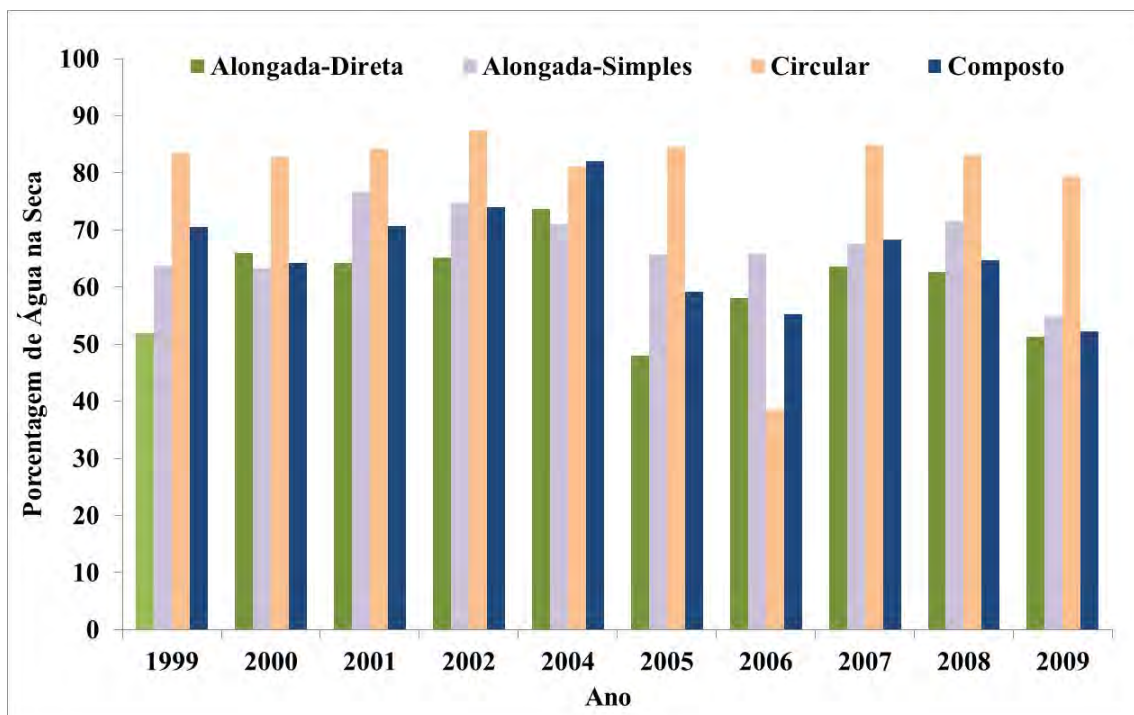


Figura 4.31: Porcentagem de espelho d'água no período de seca de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.

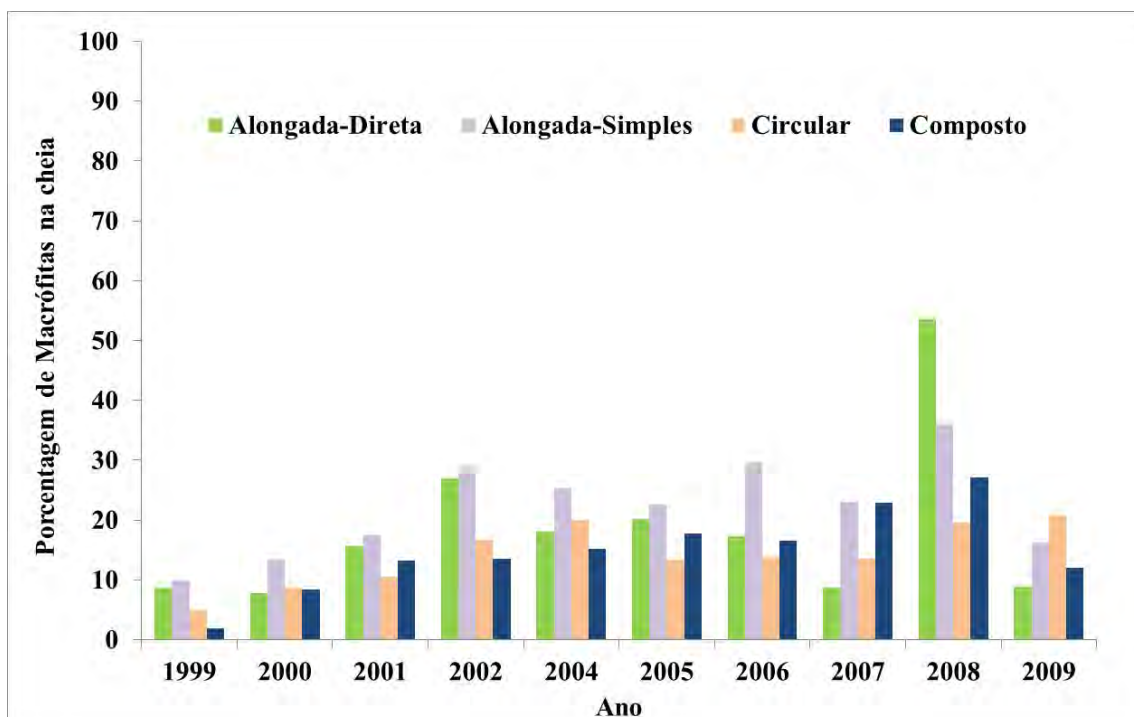


Figura 4.32: Porcentagem de macrófitas no período de cheia de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.

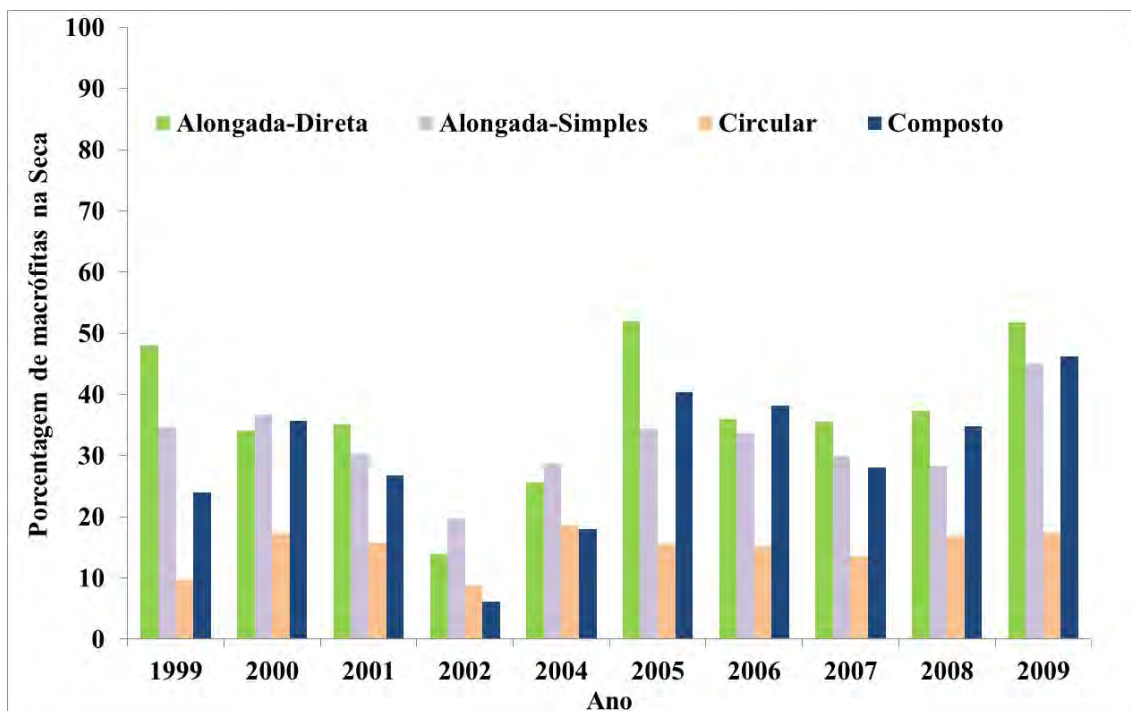


Figura 4.33: Porcentagem de macrófitas no período de seca de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.

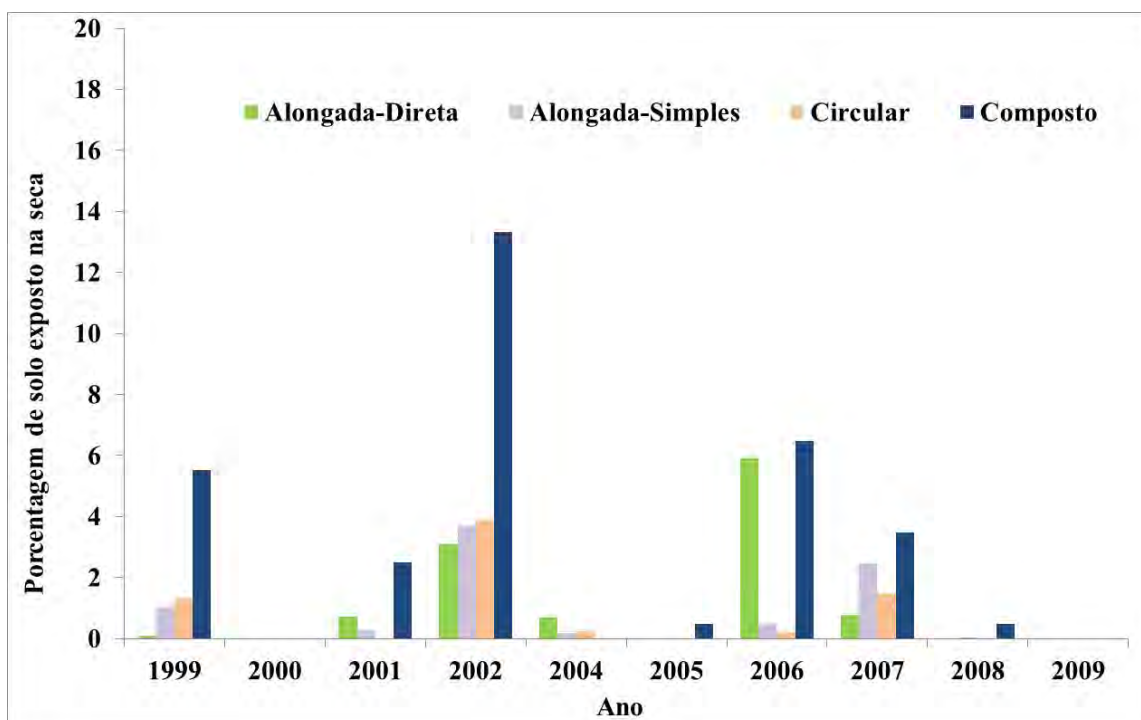


Figura 4.34 Porcentagem de solo exposto no período de seca de 1999 à 2009 para cada tipo de lago.

4.6. Densidade do pirarucu nos lagos de Mamirauá

Os lagos de Mamirauá foram classificados de acordo com a densidade conforme descrito no item 3.2.1 do capítulo 3 resultando em quatro classes. A Classe 1, com densidade muito baixa, variando de 0,04 à 1,09 ind/ha; a Classe 2 de densidade baixa, variando de 1,21 à 3,53 ind/ha; a Classe 3 de densidade média, variando de 3,78 à 8,41 ind/ha; e Classe 4 de densidade alta, variando de 9,39 à 45,66 ind/ha. A Figura 4.35 apresenta a distribuição espacial dos lagos por classe de densidade.

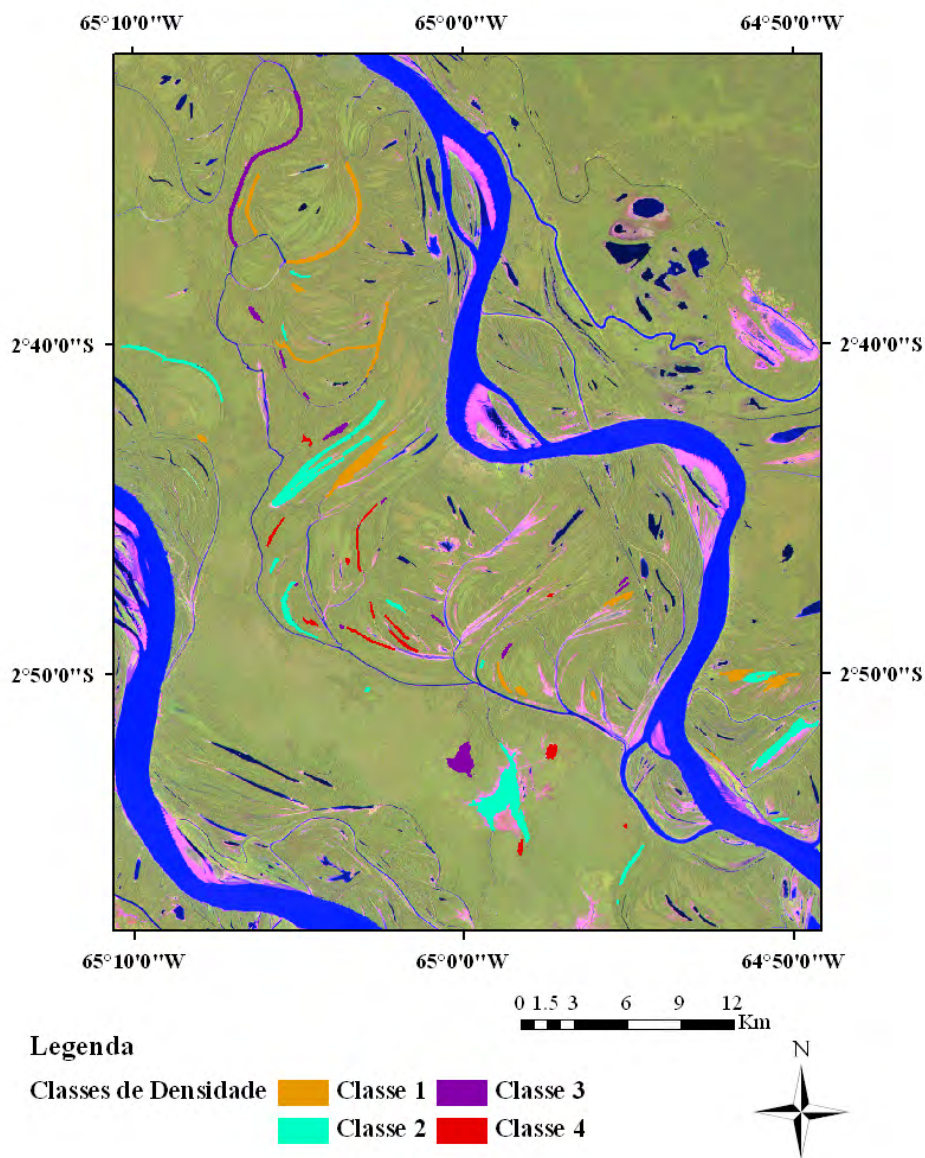


Figura 4.35: Classe de densidade de pirarucu nos lagos: Classe 1: densidade muito baixa (laranja) Classe 2: densidade baixa (azul); Classe 3: densidade média (roxo); Classe 4: densidade alta (vermelho).

De uma forma geral, todas as classes apresentaram grande variabilidade no tamanho dos lagos. A Tabela 4.12 apresenta os valores mínimos, máximos, médios e o desvio padrão da área dos lagos nas diferentes classes.

Os lagos da classe 2 (baixa densidade) apresentaram a maior amplitude de variação e a maior média. Embora quase metade dos lagos incluídos nessa classe (7 lagos) tenham área inferior a 10 ha, ela inclui os dois maiores lagos de toda a região, o Buá Buá com 436 ha e o Samaúma com 345 ha.

Os lagos que apresentaram a menor amplitude de variação e a menor média foram os lagos da classe de alta densidade (Classe 4), cujas áreas foram sempre menores do que 34 hectares com metade dos lagos (7) apresentaram área inferior a 7 hectares e a outra metade a 33 hectares. Esses resultados parecem sugerir que na área de estudo as maiores abundâncias ocorreram em lagos relativamente pequenos (média de 11,9 hectares), com dimensões inferiores à média geral, de 42,01 hectares.

Tabela 4.12: Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão da área dos lagos por classe de densidade de pirarucu.

Classe de densidade	Área (hectare)			
	Min	Max	Media	DesvPad
1 (muito baixa)	4,56	187,8	45,73	52,25
2 (baixa)	1,5	435,9	80,39	133,61
3 (média)	1,46	145,67	26,9	50,55
4 (alta)	1,84	33,52	11,91	9,3

Em relação ao Índice de Expansividade dos Lagos (IEL), a maioria dos lagos das classes 1 (muito baixa), 2 (baixa) e 4 (alta densidade) foram pouco expansivos (IEL 3), enquanto que metade dos lagos da classe 3 (média densidade) foi não expansiva e a outra metade apresentou expansividade média (Tabela 4.13). Essa distribuição da densidade do pirarucu conforme a expansividade dos lagos parece sugerir que o IEL não é um atributo que regule a abundância do peixe.

Tabela 4.13: Número de lagos conforme o Índice de Expansividade do Lago por classe de densidade.

Classe de densidade	IEL (Índice de Expansividade do Lago)			
	1	2	3	4
1 (muito baixa)	0	4	7	4
2 (baixa)	1	0	8	6
3 (média)	1	6	1	6
4 (alta)	1	4	7	2

Em relação à forma do lago, a maioria dos lagos das Classes 1 (densidade super baixa) e 2 (baixa) são alongados simples. Os lagos referentes à Classe 3 (média densidade) e Classe 4 (alta densidade) correspondem a quase 50 % dos alongados simples e circulares (Tabela 4.14). No entanto, podemos perceber pela Tabela x que independente da sua forma existe lagos de baixa, média ou alta densidade em todas as categorias.

A Tabela 4.14 apresenta ainda os valores mínimos e máximos do desenvolvimento perimetral para cada classe de densidade. Sua análise mostra que a variação mínima e máxima para todas as classes é praticamente a mesma, variando aproximadamente de 1 à 5. Estes dados sugerem que a densidade de pirarucu não é controlada pela forma dos lagos, ou o seu desenvolvimento perimetral.

Tabela 4.14: Número de lagos por tipo de forma e desenvolvimento perimetral (Dp) mínimo (Min) e máximo (Max) para cada Classe de densidade de pirarucu.

Classe	Forma				Dp	
	Alongada-Simples	Alongada-Direta	Circular	Composta	Min	Máx
1	5	2	4	4	1.26	5.42
2	8	0	4	3	1.16	5.32
3	6	2	6	0	1.15	5.34
4	6	1	7	0	1.15	4.95

A Tabela 4.15 apresenta os tipos de vegetação por grau de predominância nas margens dos lagos (mais predominante e a segunda mais predominante) para cada Classe de densidade de pirarucu. Em todas as classes de densidade, a restinga baixa foi a vegetação predominante na maioria dos lagos. Essa predominância está associada ao fato de que essa classe de uso e cobertura da terra é a mais abundante nas imediações dos lagos (Figura 4.38)

Tabela 4.15: Número de lagos para cada combinação de tipo de vegetação predominante em relação a classe de densidade. Onde Predo1: vegetação mais predominante e Predo2: segundo tipo de vegetação predominante.

Classe	Predo1/Predo2	Restinga Alta	Restinga Baixa	Chavascal	Macrófita	<i>Predominante 1 Total</i>
1	Restinga Alta				1	<i>1</i>
	Restinga Baixa	4		3	3	<i>10</i>
	Chavascal		4			<i>4</i>
	Macrofitas					<i>0</i>
	<i>Predominante 2 total</i>	<i>4</i>	<i>4</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>15</i>
2	Restinga Alta		3			<i>3</i>
	Restinga Baixa	3		5	2	<i>10</i>
	Chavascal		2			<i>2</i>
	Macrofitas					<i>0</i>
	<i>Predominante 2 total</i>	<i>3</i>	<i>5</i>	<i>5</i>	<i>2</i>	<i>15</i>
3	Restinga Alta					<i>0</i>
	Restinga Baixa	7		5	1	<i>13</i>
	Chavascal	1				<i>1</i>
	Macrofitas					<i>0</i>
	<i>Predominante 2 total</i>	<i>8</i>	<i>0</i>	<i>5</i>	<i>1</i>	<i>14</i>
3	Restinga Alta		1		1	<i>2</i>
	Restinga Baixa	3		7	1	<i>11</i>
	Chavascal				1	<i>1</i>
	Macrofitas					<i>0</i>
	<i>Predominante 2 total</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>7</i>	<i>3</i>	<i>14</i>

A análise das duas fisionomias vegetais predominantes na margem dos lagos (predo1+predo2 na Tabela 4.15) mostrou que para os lagos da Classe 1 de densidade de pirarucu não houve um só tipo de combinação predominante. As mais frequentes foram

a combinação a restinga baixa/restinga alta e restinga baixa/chavascal que aparecem em 4 lagos cada uma. Para a classe 2 a combinação predominante foi a restinga baixa/chavascal (5 lagos). No caso da classe 3 predominou a combinação restinga baixa/restinga alta, encontrada em 7 lagos (metade dos lagos), enquanto a combinação restinga baixa/chavascal foi predominante em 5 lagos. Na classe 4 (alta densidade) predominou a combinação restinga baixa /chavascal, relacionada a 7 lagos (metade dos lagos).

Esses dados são corroborados pelo estudo de Castello (2007) sobre a migração lateral do pirarucu, segundo o qual seus habitats mais frequentes por ordem de importância são o chavascal, a restinga baixa e a restinga alta. O chavascal é um tipo de vegetação de comunidade arbustiva baixa, esparsamente florestada, com um período de alagamento que varia de 6 a 8 meses, e a altura de inundação de 6 a 7 metros, frequentemente coberto de macrófitas durante o período de cheia, o que irá proporcionar um ambiente propício ao desenvolvimento dos pirarucus, pela enorme quantidade de alimento e de abrigo contra predadores.

Da mesma forma como ocorreu com as outras variáveis a distância ao corpo d'água mais próximo, ao Rio Solimões, ao Rio Japurá e ao Paraná do Jarauá, variou muito entre as classes, não apresentando nenhuma diferença entre as classes de densidade. A tabela 4.16 apresenta os valores mínimos, máximos e médios das distâncias entre o lago e o corpo d'água mais próximo, ao Rio Solimões, Rio Japurá e ao Paraná do Jarauá, para cada classe de densidade.

Tabela 4.16: Valores mínimos, máximos e médios das distâncias (metros) entre o lago e o corpo d'água mais próximo, ao Rio Solimões, Rio Japurá e ao Paraná do Jarauá.

Classe densidade		Corpo d'água	R. Solimões	R. Japurá	P. do Jarauá
1	Min	50	4900	500	200
	Max	2300	26900	15120	8000
	Media	412	15909	6375	3330
2	Min	50	5480	150	100
	Max	1900	24400	14800	9000
	Media	468	11846	7061	3753
3	Min	50	6900	3800	50
	Max	1300	23000	12130	7580
	Media	395	13973	7820	3339
4	Min	50	5990	1000	300
	Max	1700	20600	13000	7244
	Media	426	10785	8649	2796

Além disso, os padrões de inundação (a porcentagem de datas em que a floresta permaneceu alagada), que foram medidos por meio de imagens Alos/Palsar, para 1 ou 2,5 anos hidrológicos, também apresentou valores mínimos, máximos e médios similares entre as diferentes classes de densidade (Tabela 4.17).

Analisando o tempo de inundação em um ano hidrológico, a Classe 2 apresentou a menor amplitude de variação do tempo de inundação entre os lagos, com um mínimo de tempo inundado de 25% e o máximo de 63%. A maior amplitude de variação ocorreu com para os lagos da Classe 4, no qual a menor porcentagem de tempo inundado foi de 13% e a maior 88%.

Tabela 4.17: Valores mínimos, máximos e médios da porcentagem de datas inundadas para 1 ano hidrológico (2006 à 2007 e 2007 à 2008) e 2,5 anos hidrológicos (2006 à 2009).

Classe densidade		1 ano hidrológico (%)	2.5 anos hidrológicos (%)
1	Min	25	35
	Max	88	95
	Media	47	60
2	Min	25	40
	Max	63	80
	Media	45	60
3	Min	25	35
	Max	88	90
	Media	42	54
4	Min	13	35
	Max	88	90
	Media	38	55

Similarmente às outras variáveis, quando se analisam os dados de porcentagem de cobertura de macrófitas e a área do espelho d'água nas fases de seca e de cheia, para cada classe de densidade de pirarucu, a variabilidade também é muito grande, não existindo um padrão de cobertura de macrófita ou ainda da extensão do espelho d'água que distinga as diferentes classes de densidade de pirarucu. As tabelas com os valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de cobertura de macrófitas e da extensão do espelho d'água em cada fase da hidrógrafa (seca e cheia) no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade se encontra no Apêndice A (Tabelas A5 à A8).

4.7. Análise da variação anual na densidade do pirarucu

Foram observadas grandes diferenças na densidade do pirarucu entre as classes e ainda variações interanuais. A classe 1 é composta por 15 lagos nos quais a densidade média anual é próxima a zero (para jovens e adultos). Ou seja, menos do que 1 pirarucu por hectare. Os maiores valores de densidade nesta classe variaram de 0,5 à 2,5 ind/ha para os jovens e de 0,17 à 1,6 ind/ha para os adultos, no período de 1999 à 2010. Em todos os anos da análise, em pelo menos um lago a densidade foi de zero para pirarucus, jovens ou adultos. No ano de 2005 (ano de seca extrema) em 11 lagos não foi contado nenhum pirarucu adulto (tabela 4.18). A tabela 4.16 apresenta a densidade máxima anual (D.max), o número de lagos com densidade zero (D.Zero), a densidade média anual em cada ano tanto para indivíduos jovens e adultos para os lagos de Classe 1 (densidade muito baixa).

Tabela 4.18: Densidade máxima (D.max), número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens e adultos para cada ano nos lagos de Classe 1 (densidade muito baixa). Unidade de densidade: ind/hectare.

Ano	Jovens			Adultos		
	D.Max	D.Zero	D.Média	D.Max	D.Zero	D.Média
1999	1,51	3	0,18	1,32	10	0,12
2000	0,57	4	0,11	0,17	7	0,03
2001	1,03	3	0,28	0,16	8	0,03
2002	3,22	6	0,55	0,51	9	0,06
2003	0,65	7	0,17	0,32	9	0,05
2004	1,96	4	0,51	1,33	9	0,19
2005	2,39	8	0,34	1,68	11	0,20
2006	1,53	6	0,31	1,17	6	0,18
2007	2,49	6	0,48	0,44	6	0,13
2008	1,68	1	0,82	0,65	3	0,20
2009	1,84	6	0,45	1,42	5	0,27
2010	1,97	5	0,51	1,53	5	0,38

A Classe 2 é composta por 15 lagos nos quais a densidade média anual também é muito baixa. Esta classe tem em média 1 à 2 jovens por hectare e 0,2 a 1,3 ind/ha em média para os adultos (Tabela 4.19). A densidade máxima anual variou de 3 à 7,3 ind/ha, para os jovens e de 0,9 à 5,2 ind/ha para os adultos. A densidade mínima anual foi zero em diversos lagos, sendo que no caso dos indivíduos adultos a densidade mínima anual em todos os anos foi zero. Mas o número de lagos com densidade zero é menor do que o

observado na Classe 1. No ano de 2005 apesar da extrema seca, apenas 3 lagos desta classe apresentaram densidade zero.

Tabela 4.19: Densidade máxima (D.max), densidade mínima (D.Min) número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens e adultos para cada ano nos lagos de Classe 2 (baixa densidade). Unidade de densidade: ind/hectare.

Ano	Jovens				Adultos			
	D.Max	D.Min	D.Zero	D.Média	D.Max	D.Min	D.Zero	D.Média
1999	5,33	0,00	3	0,94	0,90	0,00	4	0,22
2000	3,64	0,00	1	1,07	1,05	0,00	5	0,28
2001	7,33	0,21	0	2,35	0,97	0,00	3	0,25
2002	4,21	0,00	2	1,54	1,67	0,00	3	0,64
2003	4,58	0,00	4	1,12	1,38	0,00	6	0,37
2004	4,12	0,00	2	1,34	0,92	0,00	6	0,26
2005	3,57	0,00	3	1,33	3,04	0,00	3	0,75
2006	4,84	0,00	2	1,55	3,04	0,00	2	1,00
2007	4,90	0,00	2	1,59	5,28	0,00	2	1,11
2008	4,95	0,34	0	2,43	3,83	0,00	1	1,10
2009	5,19	0,00	3	1,89	2,50	0,00	4	1,31
2010	5,19	0,00	3	1,73	3,02	0,00	3	0,92

A Classe 3 é composta por 14 lagos. Nestes a densidade média anual variou de 2 a 10 ind/ha para jovens e de 0,2 à 5 ind/ha para os indivíduos adultos no período de 1999 à 2010 (Tabela 4.20). A densidade máxima de jovens variou de 6 à 43 ind/ha e a de adultos de 1,2 à 19 ind/ha. No entanto, foram encontrados diversos lagos com densidade zero, mas em menor número do que nas classes comentadas anteriormente. Os anos com o maior número de lagos com densidade zero foram 2000 e 2001 para os indivíduos adultos e 2005 para os jovens.

Tabela 4.20: Densidade máxima (D.max), densidade mínima (D.Min) número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens e adultos para cada ano nos lagos de Classe 3 (média densidade). Unidade de densidade: ind/hectare.

Ano	Jovens				Adultos			
	D.Max	D.Min	D.Zero	D.Média	D.Max	D.Min	D.Zero	D.Média
1999	12,36	0,05	0	2,91	2,06	0,00	4	0,26
2000	8,93	0,00	1	2,58	1,27	0,00	7	0,32
2001	8,24	0,66	0	2,66	1,68	0,00	7	0,39
2002	14,18	0,00	1	3,49	6,45	0,00	3	1,22
2003	7,56	0,00	1	3,09	4,81	0,00	3	1,05
2004	7,82	0,00	3	2,58	3,17	0,00	5	0,75
2005	18,09	0,00	5	5,35	13,20	0,00	5	4,04
2006	11,35	0,00	1	4,91	6,75	0,00	2	2,60
2007	11,25	0,00	4	4,66	5,83	0,00	4	2,12
2008	43,98	1,53	0	10,67	19,04	0,20	0	4,93
2009	10,25	0,00	2	5,14	7,49	0,00	2	2,97
2010	6,88	0,00	3	2,97	4,53	0,00	3	1,86

A Classe 4 é composta por 14 lagos nos quais a densidade média anual variou de 6 à 19 jovens/ha e 0,6 a 10 pirarucus adultos/ha (Tabela 4.21). A densidade máxima de jovens variou entre 18 ind/ha no ano de 2010 à 117 ind/ha no ano de 2007. No caso dos indivíduos adultos a densidade máxima variou de 4 ind/ha em 2000 à 54 ind/ha em 2003. Do mesmo modo, alguns lagos apresentaram densidade zero em alguns anos, mas essa classe apresentou o menor número de lagos com densidade zero. Em seis dos anos avaliados, nenhum lago apresentou densidade zero. O número de lagos não contados em cada ano também é o menor dentre as classes, e em cinco anos apenas um lago não foi contado em cada ano.

Tabela 4.21: Densidade máxima (D.max), densidade mínima (D.Min) número de lagos com densidade zero (D.Zero), densidade média anual (D.Média) para indivíduos jovens e adultos para cada ano nos lagos de Classe 4 (alta densidade). Unidade de densidade: ind/hectare.

Ano	Jovens				Adultos			
	D.Max	D.Min	D.Zero	D.Média	D.Max	D.Min	D.Zero	D.Média
1999	48,89	0,00	1	6,33	5,43	0,00	6	0,68
2000	19,01	0,95	0	5,65	4,35	0,10	0	1,19
2001	41,31	2,38	0	10,65	7,03	0,09	0	1,66
2002	58,24	0,00	1	14,28	26,19	0,00	1	5,28
2003	73,83	0,00	1	16,26	54,51	0,00	1	7,69
2004	28,65	1,09	0	13,23	17,28	0,35	0	7,28
2005	52,02	0,00	2	14,71	38,23	0,00	2	8,73
2006	28,88	6,20	0	14,63	20,39	1,12	0	6,62
2007	52,85	9,54	0	17,12	20,44	1,63	0	9,00
2008	117,87	2,84	0	19,10	52,50	0,85	0	9,57
2009	41,52	0,00	3	13,35	33,65	0,00	3	10,30
2010	18,63	0,00	1	6,61	11,50	0,00	1	3,58

A Figura 4.39 apresenta a variação da densidade média anual de pirarucu (soma dos indivíduos jovens e adultos) no período de 1999 à 2010 de todas as classes de lagos, e os valores de r^2 do modelo de regressão linear. É possível observar que, apesar da grande diferença nas densidades entre as classes, ao longo do tempo todas as classes de densidade indicaram um aumento da densidade. Isto sugere que a tendência de aumento das densidades seja resultado do sucesso do plano de manejo que teve seu início em 1999. Neste plano, o estabelecimento de cotas impediu a sobrepesca da espécie estudada, aumentando a população de pirarucus adultos de aproximadamente 2.000 indivíduos, contados em 1999, para cerca de 12.000, contados em 2009, na área de estudo de acordo com os relatórios anuais do Plano de Manejo de Pesca.

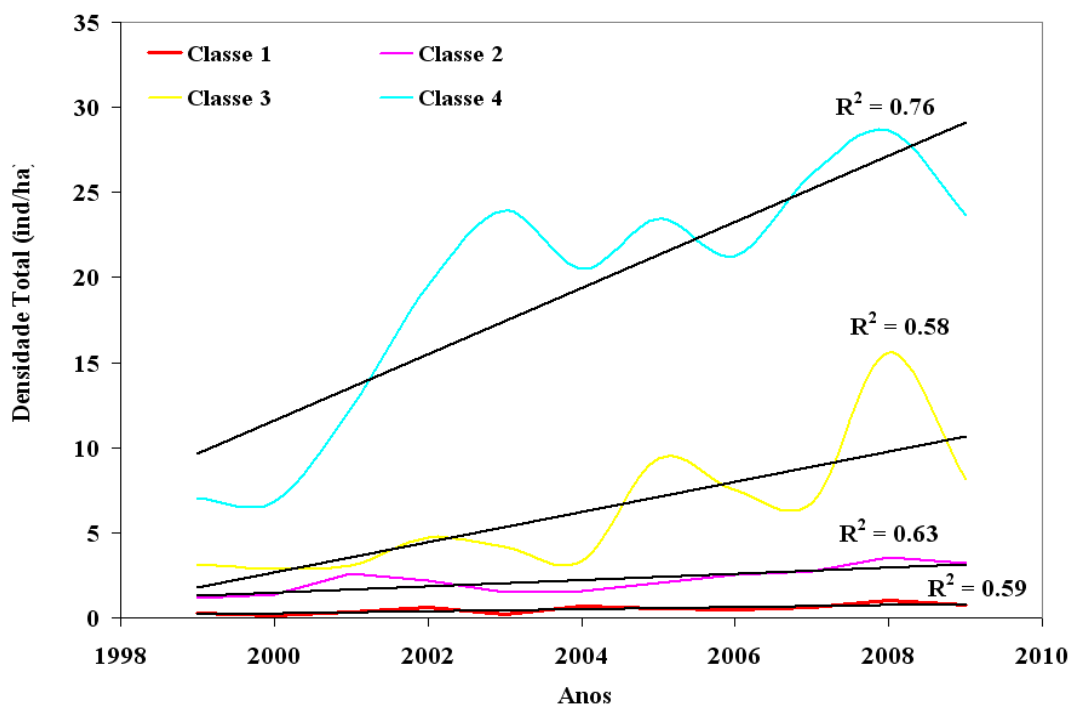


Figura 4.36: Variação da densidade média anual de pirarucu (soma de jovens e adultos) para cada classe de densidade no período de 1999 à 2009 e os valores de r^2 dos modelos de regressão gerados.

No entanto, os quatro modelos de regressão gerados mostram que para cada classe de densidade o poder explanatório do tempo de manejo (r^2) sobre a variação da densidade de pirarucu não é o mesmo. Além disso, o coeficiente β da reta de tendência (classe 4=1,95; Classe 3=0,88, Classe 2=0,18 e Classe 1=0,06) também é reduzido, sugerindo que em lagos de baixa densidade o crescimento da densidade ao longo dos anos é menos acentuado do que o crescimento da densidade observado nos lagos de média ou de alta densidade. Segundo os resultados da simulação Monte Carlo os valores de r^2 estimados são “raros” e estatisticamente significativos. A análise da Figura 4.39 mostra que para os lagos da Classe 4, alta densidade, a variação explicada pelo manejo é de 76 % enquanto que para as demais classes esse valor oscila entre 59 e 63 %, e provavelmente o impacto do tempo de manejo é menos evidente.

4.8 Análise das relações entre as características ambientais e a abundância relativa (densidade) de pirarucu

4.8.1. Correlação entre a densidade de pirarucu de todos os lagos e as variáveis ambientais para todos os anos

Os resultados dessa análise indicaram não haver correlação alta ($\alpha=0,5$) ($r > \pm 0,7$) (tabela A9 do Apêndice A) entre a densidade de jovens, adultos e total e as variáveis ambientais quando os dados de densidade anual de todos os lagos são considerados como unidades amostrais. Essa ausência de correlação pode ser explicada pela grande variabilidade estrutural dos lagos e pela variabilidade interanual das variáveis ambientais cujas propriedades são afetadas pela variação anual do pulso de inundação.

Dessa forma optou-se por uma análise anual, como descrita no próximo item.

4.8.2 Correlação entre a densidade de pirarucu de todos os lagos e as variáveis ambientais por ano

Essa análise mostrou um incremento nos valores de correlação entre a densidade de pirarucu (incluindo jovens e adultos) e diversas variáveis em todos os anos. No entanto, apesar de significativas, as correlações se mantiveram abaixo do necessário para serem utilizadas no desenvolvimento de modelos univariados ou multivariados ($r > 0,7$ ou $-0,7$). O maior valor de correlação encontrada foi $r = -0,56$ entre o logaritmo da densidade de jovens e o log da área do lago, indicando que a densidade de jovens tende a ser inversamente proporcional a área do lago.

4.8.3 Correlação entre a densidade de pirarucu por classe de densidade (muito baixa, baixa, média e alta densidade) e as variáveis ambientais por ano

De uma forma geral os resultados mostram que existe uma grande variabilidade entre os lagos e entre as condições ambientais entre os anos. Em cada ano, para cada classe uma ou outra variável foi mais correlacionada perdendo sua importância nos anos subsequentes. Em todos os anos e em todas as Classes a maioria das variáveis apresentaram coeficientes de correlação inferiores a $+0,7$ e $-0,7$. No entanto, em cada classe existem variáveis ambientais com correlações altas, e de certa forma recorrentes.

Em alguns anos, porém, nenhuma variável apresentou correlação significativa maior do que $0,7$ com a densidade de pirarucu em cada classe. Para a Classe 1, (densidade super baixa) isso ocorreu nos anos de 2001 e 2002. Para a Classe 2 (baixa densidade) isso

ocorreu nos anos de 1999, 2001, 2002, 2005, 2006, 2008, 2009 e 2010. Para a Classe 3 (média densidade) foram nos anos de 2004, 2005, 2006, 2008 e 2010, e para a Classe 4 (alta densidade) nos anos de 2002, 2005, 2006 e 2010.

A Classe 1 parece ser a classe mais afetada pelas variáveis ambientais, pois em todos os anos a densidade de pirarucu (tanto de indivíduos jovens quanto adultos) com exceção dos anos de 2001 e 2002, responderam à variação das características ambientais. Esses resultados sugerem que por serem lagos de densidade super baixa, eles sejam mais vulneráveis às variações ambientais, e conseqüentemente apresentaram os maiores coeficientes e as correlações significativas em maior número. Essa classe apresentou o maior número de lagos com densidade igual a zero em cada ano, e provavelmente sejam tão sensíveis a variação interanual. Apesar da classe 2 apresentar baixas densidades, foi a classe que apresentou a menor sensibilidade a variação interanual porque em 8 dos 10 anos, as variáveis descritoras dos habitats não parecem responder pela variabilidade na densidade dos indivíduos jovens ou adultos. Os lagos da classe 3 foram mais correlacionados com características ambientais que não variam ao longo dos anos, como o tipo de vegetação, a área do lago, o desenvolvimento perimetral e a inundação em 1 ano hidrológico, ao contrário das outras classes que também apresentaram correlações com características mais dinâmicas, como as porcentagens de macrófitas nas fases de seca e de cheia. Na classe 4, em 60% dos anos analisados observaram-se correlações significativas e altas entre a densidade do jovens, adultos e da soma total e algumas das variáveis ambientais. A correlação mais alta e frequente foi com a porcentagem de restinga alta, ou seja, os lagos de classe 4 com a maior porcentagem de restinga alta apresentaram maiores densidade de pirarucu (jovens e adultos).

As tabelas 4.22 a 4.25 apresentam as variáveis que apresentaram os coeficientes de correlação com a densidade de pirarucu para cada classe de densidade que foram significativos e maiores do que 0,7

Tabela 4.22: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de muito baixa densidade (Classe 1) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e $r \geq 0,514$, para um $n=15$.

Ano	Características do habitat	Jovens	Adultos	Dois
1999	Distância Corpo d'água próximo	0,96	-0,09	0,65
	Distância Rio Japurá	0,71	0,31	0,74
	Log do Perímetro	-0,60	-0,50	-0,77
	Log Área do lago	-0,57	-0,55	-0,78
	% Macrófitas	-0,25	0,74	0,30
2000	Perímetro	0,71	0,46	0,67
	Área do lago	0,97	0,84	0,96
	Área de macrófita	0,88	0,80	0,88
2003	Área lago	0,53	0,76	0,61
	Área de macrófita	0,67	0,86	0,74
	Área de Restinga Baixa	0,77	0,79	0,79
2004	Área de Restinga Alta	0,71	0,41	0,64
2005	Inundação 1 ano hidrológico	0,79	0,77	0,82
	Inundação 2.5 anos hidrológicos	0,83	0,77	0,85
2006	Área do lago	0,68	0,71	0,70
	% Solo Exposto Seca 2006	0,74	0,84	0,79
	Área de macrófita	0,69	0,77	0,73
2007	Log Área de chavascal	-0,83	-0,65	-0,84
2008	% Solo exposto Seca 2008	-0,09	0,75	0,16
2009	Distância Rio Solimões	0,75	0,52	0,68
	% Macrófita Cheia 2009	0,74	0,62	0,72

Tabela 4.23: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de baixa densidade (Classe 2) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e $r \geq 0,514$, para um $n=15$.

Ano	Características do habitat	Jovens	Adultos	Dois
2000	Área de Restinga Baixa	0,76	0,41	0,70
2003	Área de Restinga Baixa	0,89	0,83	0,88
2004	Índice de Expansividade do Lago	-0,34	-0,73	-0,47
2007	Distância Rio Japurá	-0,39	-0,85	-0,72
	Log % Agua Cheia 2006	-0,74	-0,51	-0,74
	Log % Agua Cheia 2007	-0,70	-0,18	-0,52

Tabela 4.24: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de média densidade (Classe 3) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e $r \geq 0,532$, para um $n=14$.

Ano	Características do habitat	Jovens	Adultos	Dois
1999	Log Perímetro	-0,70	-0,35	-0,68
	Log Inundação 1 ano hidrológico	-0,72	-0,51	-0,71
	Área de macrófita	-0,71*	-0,08*	-0,68*
	Área de Restinga Baixa	-0,72*	-0,08*	-0,69*
2000	Área de Restinga Baixa	0,76	0,41	0,70
2001	Área de Restinga Baixa	-0,19	0,71	-0,01
2002	Desenvolvimento perimetral	-0,16	0,82	0,26
	Área de Restinga Alta	0,05	0,89	0,37
	Área de Restinga Baixa	-0,15	0,70	0,14
2003	Desenvolvimento perimetral	-0,01	0,70	0,30
	Perímetro	0,01	0,75	0,34
	Log Inundação 1 ano hidrológico	-0,75	-0,27	-0,37
	Área de Restinga Alta	0,21	0,80	0,50
2007	% Área de Restinga Baixa	-0,56	-0,74	-0,65
2009	Área de Restinga Baixa	0,45	0,78	0,60

Tabela 4.25: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e da soma total dos lagos de alta densidade (Classe 4) e as variáveis do habitat em cada ano, adotando o nível de significância de 0,05 e $r \geq 0,532$, para um $n=14$.

Ano	Características do habitat	Jovens	Adultos	Dois
1999	Log Distância Rio Japurá	-0,84	-0,80	-0,84
	% Área de Restinga Baixa	0,89	0,86	0,89
2000	% Área de Restinga Baixa	0,79	0,73	0,80
2001	Inundação 1 ano hidrológico	-0,74	-0,61	-0,73
2003	Log Distância Rio Japurá	0,67*	0,62*	0,73*
	% Área de Restinga Baixa	-0,71*	-0,63*	-0,72*
2004	Inundação 1 ano hidrológico	0,79	0,77	0,82
	Inundação 2.5 anos hidrológicos	0,83	0,77	0,85
2007	% Área de Restinga Baixa	-0,71*	-0,03*	-0,53*
	Log Índice de Expansividade do Lago	-0,72	-0,16	-0,58
	Log % Agua Cheia 2007	-0,80	-0,34	-0,71
2008	% Macrófita Cheia 2007	0,77	0,72	0,76
	Log Índice de Expansividade do Lago	-0,77	-0,71	-0,75
2009	Log % Agua Seca 2008	-0,71	-0,68	-0,70
	Distância Corpo d'água próximo	-0,72*	-0,64*	-0,72*
	% Macrófita Cheia 2009	-0,87*	-0,83*	-0,88*

Esses resultados sugerem que algumas classes de densidade são mais afetadas pela variabilidade interanual das características do habitat que outras.

O ano de 2005 foi um ano de seca extrema, com os menores valores de nível da água em toda a série estudada (Figura 4.37). Nesse ano o tempo de inundação (In.1.ano e In.2.5.anos) foi correlacionada com a densidade nos lagos da Classe 1. Apesar de esses dados refletirem a inundação em anos típicos, como os dados de 2007-2008 (In.1.ano) e de 2006 à 2009 (In.2.5.anos), nos casos de anos de seca extrema os lagos onde a duração da inundação é normalmente maior, esta será também mais duradoura. O ano de 2005 foi o ano em a densidade de pirarucu (adulto) foi igual a zero em 11 lagos e a densidade de jovens em 8 lagos, foi o ano em que mais lagos da classe 1 apresentaram densidade zero em toda a série. Nesse ano, portanto, para os lagos da classe 1, a inundação iniciar ou terminar um mês antes foi determinante para a presença dos animais nos lagos dessa classe de densidade. Da mesma forma que a seca foi extrema, a duração da vazante foi curta, ou seja, a descida da água foi mais rápida do que o normal, como pode ser observado na Figura 4.38. A duração da vazante indica o tempo em que a água levou para sair da floresta e ficar concentrada somente nos canais e nos lagos. Nesse momento, os pirarucus saem da proteção da floresta alagada, entram num curso d'água lótico e começam a deslocar-se em busca de um ambiente lêntico para permanecer durante o período de seca para se preparar para o próximo ciclo (formação de pares, engorda, construção dos ninhos, acasalamento, etc.). Caso a vazante aconteça de forma rápida, num menor número de dias do que o normal, os animais podem ter seu acesso aos ambientes lênticos reduzido, permanecendo nas entradas (ou bocas) dos rios e nos canais e canos (canais de segunda ordem), reduzindo a densidade de pirarucu nos lagos. Provavelmente, isso possa ter acontecido nos lagos de densidade super baixa, em que em vários lagos a densidade foi zero. Além disso, ao observarmos o número de lagos com densidade zero na classe 3 no ano de 2005, 35% dos lagos apresentaram densidade igual a zero.

Essa mesma relação pode ser observada para o ano de 2004 para a classe 4 (alta densidade), lagos com a maior duração da inundação apresentaram as maiores densidades. Esse ano foi também atípico, com a menor amplitude de variação, e o menor valor de nível da água máximo (cheia) de todos os anos (Figura 4.37) e uma rápida vazante (Figura 4.38). Da mesma forma, os lagos da classe 4 que permaneceram mais tempo inundados apresentaram maiores densidades de pirarucu.

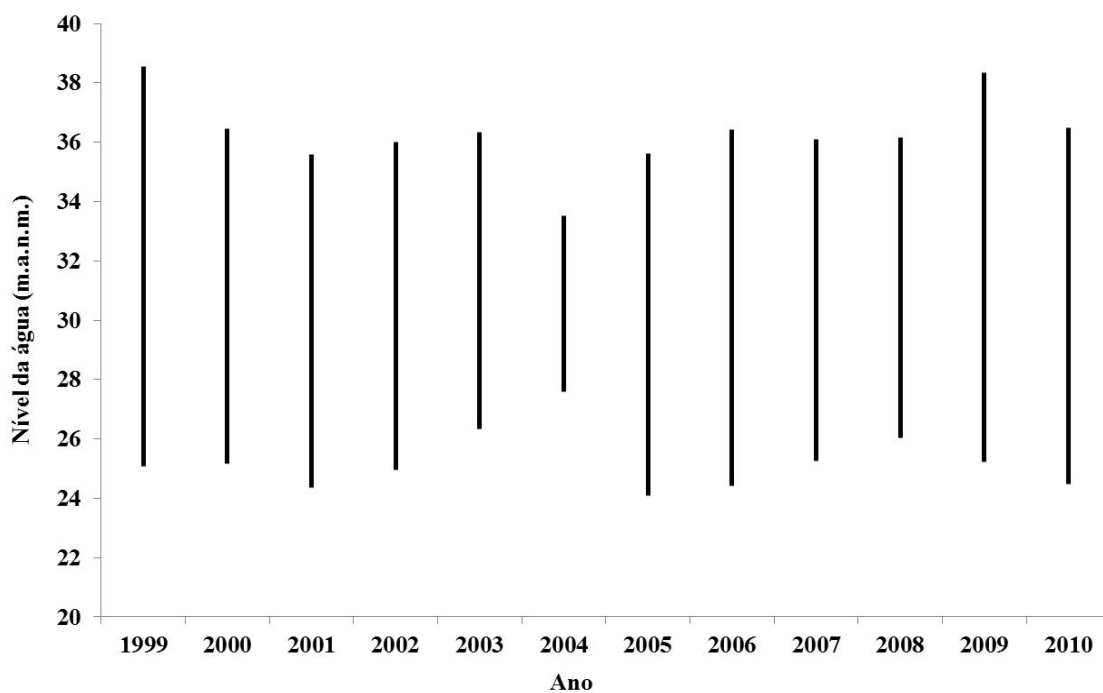


Figura 4.37: Amplitude de variação do nível da água no período de 1999 à 2010.

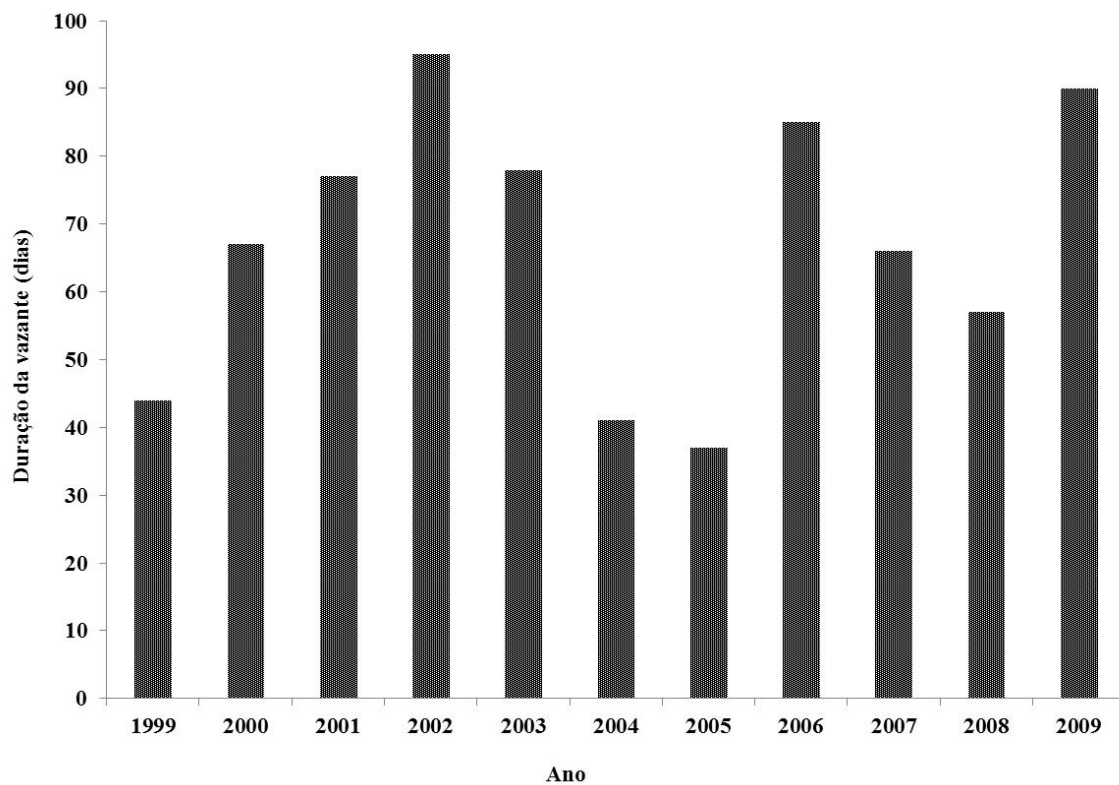


Figura 4.38: Duração da vazante (dias) em cada ano no período de 1999 à 2009.

A duração e a intensidade da cheia irá influenciar a disponibilidade dos ambientes de floresta alagada, proporcionando uma maior/menor oferta de alimento e abrigo para os indivíduos jovens, e que conseqüentemente irá afetar o sucesso reprodutivo. Após a eclosão das larvas o macho irá cuidar da prole ao longo do período de enchente e cheia se deslocando pelos diversos ambientes (chavascal, restinga baixa e alta) (Castello, 2008). Nesse período, além dos pirarucus, muitas outras espécies da fauna, de qualquer idade se encontram na floresta alagada que nesse momento serve como proteção e disponibiliza uma variedade de alimentos, frutos, folhas insetos e peixes (Junk, 1987). Dessa forma, uma mudança na intensidade ou duração da cheia pode impedir o acesso e a determinados ambientes (seja para o abrigo ou ainda como fonte de comida) e o tempo de alimentação/crescimento necessário para o desenvolvimento dos indivíduos jovens e conseqüentemente irá afetar o seu sucesso reprodutivo.

Da mesma forma, a duração e a intensidade dos períodos de seca podem influenciar a disponibilidade de ambientes lênticos para sua permanência durante a seca, levando a super densidades, ou ao aumento do número de animais em canais, rios e canos, e ainda a mortandade de peixes de diversas espécies, tanto de pirarucu ou ainda de suas presas. Ao mesmo tempo, lagos com menor volume de água tendem a ter uma maior densidade de animais de várias espécies, e como o pirarucu é um predador, isso poderia contribuir para maior oferta de alimentos, maior oferta e competição de fêmeas ou machos para acasalamento.

Esse estudo demonstra também que analisar a relação do pirarucu com as variáveis ambientais dos lagos onde são encontrados, avaliando apenas um ou outro ano, pode levar a resultados contraditórios. Se for considerado apenas o ano de 2002 para qualquer classe de densidade, por exemplo, pode-se inferir que a densidade de pirarucu não está relacionada com qualquer das variáveis ambientais analisadas. Por outro lado, quando analisa o ano de 2009 para a classe 3 (média densidade), por exemplo, a densidade do pirarucu é dependente apenas da área de restinga alta dos lagos.

Contudo, toda a variabilidade na densidade anual e entre as classes sugerem que o método de análise proposto não capturou toda a variabilidade espacial, temporal do ambiente e sua interação com a biologia da espécie. Dentre elas podemos citar a biomassa e abundância dos itens alimentares mais consumidos pelos pirarucus, ou ainda, características físicas e químicas da água com uma taxa amostral maior do que a realizada nesse estudo. No entanto, Queiroz (2000) e Arantes et al., (2011) não

encontraram relações significativas entre a abundância de pirarucu e as características físicas e químicas da água na mesma região de estudo. Em relação aos itens alimentares, não existe um estudo ainda realizado sobre isso.

4.8.4 Correlação entre a soma total dos indivíduos de pirarucu (dividida entre jovens, adulto e ambos) de todos os lagos e a área de macrófita de todos os lagos nas fases de cheia e seca no período de 1999 à 2009

Foi observada uma alta correlação entre a área de macrófita no período de cheia e a abundância de pirarucu no ano posterior, tanto para indivíduos jovens como para adultos.

A Tabela 4.25 apresenta o coeficiente de correlação entre a área de macrófita e a abundância de pirarucu para cada fase da hidrógrafa e para cada tipo de análise, adotando-se nível de significância ($P=0,05$). Para o tamanho de amostra ($n=10$) foram considerados significativos os valores de $r \geq 0,576$.

Tabela 4.26: Coeficientes de correlação significativos (em negrito) entre a abundância de indivíduos jovens, adultos e da soma total e a área de macrófita nas fases de cheia e seca analisadas ano a ano e com uma diferença de 1 ano. Adotou-se o nível de significância de 0,05 e o $r \geq 0,576$ para um $n=10$.

Fase da Hidrógrafa	Análise	Jovens	Adultos	Ambos
Cheia	anual	0,67	0,56	0,62
Seca	anual	0,37	0,50	0,44
Cheia	Lag 1 ano	0,94	0,89	0,94
Seca	Lag 1 ano	-0,03	0,14	0,06

Foi então realizada uma análise de regressão entre a área de macrófita na cheia e o número de indivíduos no ano posterior. O modelo sugere que a área de macrófita no período de cheia em um determinado ano explica a abundância de pirarucu (jovens e adultos) no ano subsequente ($r^2=0,88$ para os jovens, e $r^2=0,80$ para adultos). A figura 4.42 apresenta o modelo de regressão linear para os jovens e a figura 4.43 para os adultos.

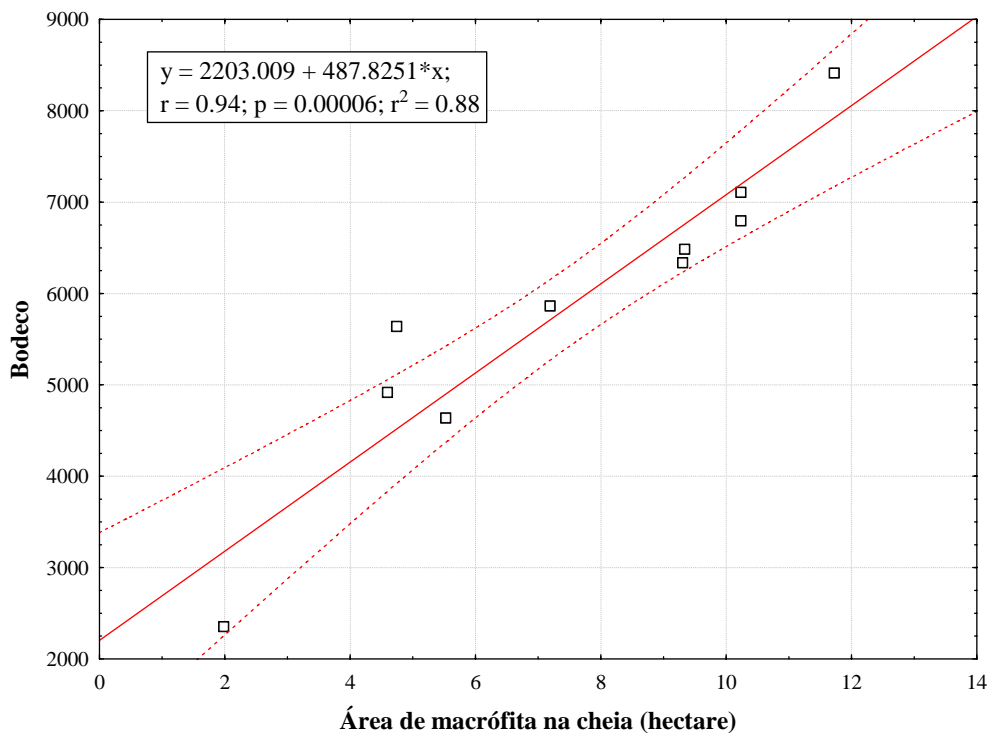


Figura 4.39: Gráfico de regressão entre a área de macrófita na cheia do ano anterior e a abundância de jovens (número de indivíduos) no ano posterior.

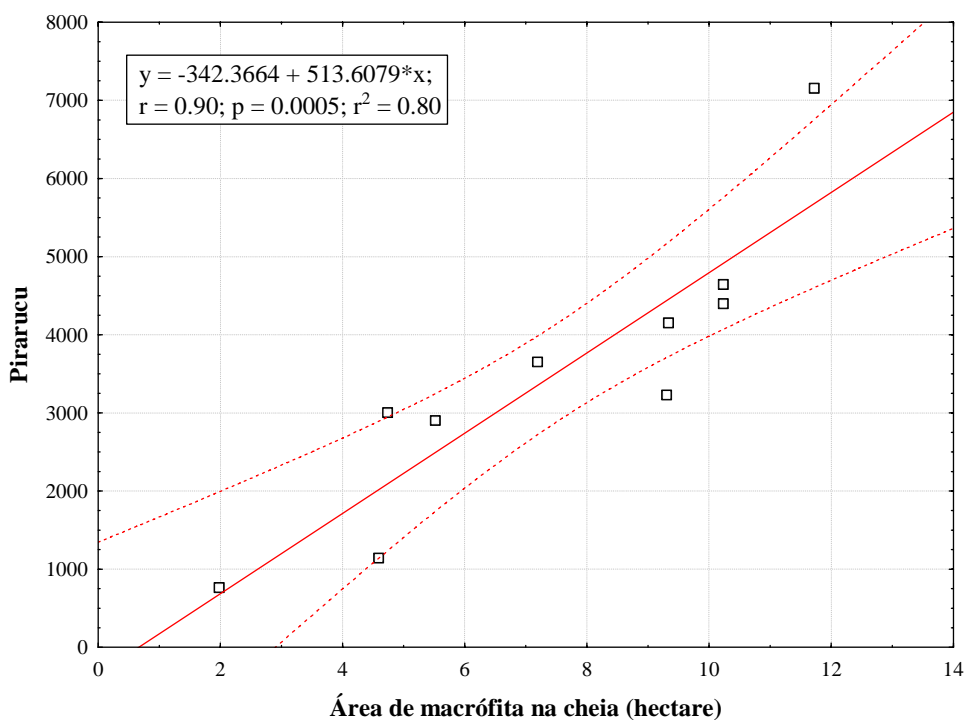


Figura 4.40: Gráfico de regressão entre a área de macrófita na cheia do ano anterior e a abundância de pirarucu (número de indivíduos) no ano posterior.

Esses resultados sugerem que a cobertura de macrófitas no período da cheia provavelmente irá influenciar o número de indivíduos no ano posterior, o que está relacionado a ecologia reprodutiva da espécie. Durante o período de seca os pirarucus adultos formam seus pares (casais monogâmicos) nos lagos e canais. Com o início da enchente (entre novembro de dezembro) e o aumento do nível da água eles constroem os ninhos no fundo das partes mais rasas encontradas próximas às margens dos lagos. Imediatamente após o término da construção dos ninhos, eles desovam. Após a eclosão das larvas, as fêmeas deixam seus ninhos, e os machos cuidam da prole por pelo menos três meses, ao longo da enchente. Nesse período, o macho guia os jovens pela floresta alagada onde sua alimentação se baseia exclusivamente de insetos, moluscos e microcrustáceos na zona de raízes das macrófitas aquáticas. Com a descida das águas, o macho adulto se separa dos jovens, mas ele e todos os demais pirarucus vivendo no interior da floresta dirigem-se de volta aos lagos, canais e rios. Nos lagos eles permanecem durante todo o período de seca, iniciando um novo ciclo (QUEIROZ, 2000; CASTELLO, 2008, 2008a).

Após 1,5 anos o pirarucu jovem atinge aproximadamente 100-120 cm e é detectado pelos contadores, sendo então incluído na estimativa anual da população. A cobertura de macrófitas aumenta a probabilidade de sobrevivência dos recém-eclodidos (ou “young-of-the-year”), fornecendo proteção e uma excelente fonte de alimento durante os primeiros meses de vida. Essas plantas atuam como berçário de diversas espécies de peixes, sendo que durante o período da cheia a maior parte de sua fauna é composta por indivíduos jovens (SANCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001), atuando ainda como abrigo e local de forrageamento para diversos organismos (JUNK, 1984) e apresentando ainda uma alta riqueza de espécies de peixes (PETRY et al., 2003).

Dessa forma, 1,5 anos depois, esses indivíduos jovens que se beneficiaram destes ambientes serão incluídos na contagem anual. Como foi revelado, quanto maior a área de cobertura por macrófitas, maior será o número de indivíduos no ciclo posterior. Com o cuidado parental, o adulto também se beneficia aumentando sua sobrevivência ao proteger seus filhotes e se protegendo também de possíveis predadores.

Os bancos de macrófitas representam ambientes-chave para a proteção e conservação, não somente do pirarucu, mas da maioria das espécies de peixes da várzea amazônica, garantido ou incrementando o seu recrutamento biológico.

Mudanças climáticas e distúrbios relacionados à pesca em grande escala que possam afetar a extensão da cobertura de macrófitas nos lagos de várzea da Amazônia podem representar uma ameaça imediata à conservação e a pesca do pirarucu.

No entanto, o mapeamento da cobertura de macrófitas por meio de dados de sensoriamento remoto pode ser uma ferramenta essencial no estabelecimento de planos de manejo da pesca sustentável do pirarucu.

5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Os lagos da várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá são caracterizados por grande variabilidade limnológica, morfológica, quanto ao tipo de uso e cobertura predominante das margens, e ainda em relação à dinâmica anual da cobertura de macrófitas. Essa variabilidade é dependente da intensidade e duração do pulso de inundação, que irá afetar esses parâmetros e, conseqüentemente, a densidade de pirarucus na região.

Estes lagos possuem também uma grande variabilidade interanual em relação a densidade de pirarucus (número de indivíduos por hectare), cuja densidade pode variar entre de 0 e 4 ind/ha.

O presente estudo mostrou que a densidade de pirarucu nas classes de lagos aqui definidas, são influenciadas de forma diferenciada em cada ano pelas variáveis ambientais, tais como morfologia lacustre, distância deste até o rio ou até outro corpo d'água mais próximo, proporção de restingas e chavascais nas suas margens, duração da inundação e, principalmente, pela área de cobertura de macrófitas naqueles lagos no período de cheia. O aumento da cobertura de macrófitas pode aumentar a probabilidade de sobrevivência dos pirarucus recém-eclóidos (ou "young-of-the-year"), fornecendo a eles proteção e uma excelente fonte de alimento durante seus primeiros meses de vida. Dessa forma, 1,5 anos depois destes eventos de cheia, os pirarucus jovens que se beneficiaram daqueles ambientes serão incluídos na contagem anual do estoque, incrementando a densidade daqueles lagos. Os bancos de macrófitas representam ambientes-chave para a proteção e conservação de grande parte das espécies de peixes da várzea amazônica, garantido ou incrementando o seu recrutamento biológico.

No entanto, as particularidades das relações encontradas entre tais parâmetros e as densidades de pirarucus não puderam ser elucidadas devido a grande variância do sistema ao longo dos anos da análise, demandando no futuro, análises mais profundas além do escopo desse estudo..

Essa falta de definição pode ser explicada por muitos fatores, como a grande amplitude de variação do tamanho do lagos e do número de indivíduos dentro deles, visto que cada lago é caracterizado por sua história natural, que definirá a capacidade-suporte do ambiente como também sua posição geográfica. Estas características o tornarão mais ou menos utilizados, tanto pela pesca manejada quanto pela ilegal. Esses fatores, em

conjunto, irão afetar os valores de densidade. A definição da forma como essa relação se estabelece demanda análises mais complexas do que as realizadas nesse estudo.

Além das dificuldades analíticas oferecidas pelos dados utilizados, há que se considerar que os dados de contagem podem ter sido obtidos em momentos anteriores ou posteriores à passagem do satélite Landsat sobre os locais. Isto também pode ser um fator que afeta a representatividade das medidas de porcentagem de macrófitas e de espelho d'água para cada lago considerado e, portanto, a estimativa de suas relações com a densidade de pirarucus. Para o futuro, uma nova abordagem pode ser realizada com o uso de sensores de alta resolução, que permitiriam a recuperação da informação sobre a cobertura de macrófitas, espelho de água e cobertura dos solos com maior precisão.

Os próprios dados de contagem são outra fonte de incerteza, visto que este tipo de levantamento de estoque pesqueiro é um processo que depende da boa vontade e do compromisso dos pescadores da reserva. Como a cota autorizada para pesca anualmente depende dos resultados da contagem, os dados estão sujeitos a eventuais alterações. Além disso, o aumento do número de pescadores participantes do Plano de Manejo da RDSM aumentou o número de contadores ainda não tão experientes, e com isso aumenta-se a incerteza dos dados, como os casos em que o número de indivíduos de pirarucu é superestimado em um determinado lago.

A resolução espacial e temporal dos dados de inundação, no caso 100 metros e a cada 40 dias, respectivamente, pode não ser suficiente para esta análise. A observação da hidrógrafa de Mamirauá mostra que há mudanças bruscas do nível da água, que devem provocar modificações no tempo de inundação entre lagos. Ademais, é preciso levar em conta que a inundação, principalmente no período de chuvas, é também dependente da precipitação local, fator não analisado nesse estudo.

Sugere-se para estudos futuros a integração de dados do sensor TRMM para melhor caracterizar a distribuição da intensidade das chuvas na reserva. Apesar da baixa resolução espacial (aproximadamente 27 km²), seria um dado adicional que poderia melhorar a compreensão das propriedades hidrológicas da região.

Os dados derivados do uso de Ibuttons mostraram que existe uma variabilidade espacial e que em menos de 15 dias o nível da água pode descer até 2 metros. Uma possibilidade de aperfeiçoar a compreensão acerca dos parâmetros ambientais dos lagos de Mamirauá

e sua relação com as densidades de pirarucus seria a colocação de Ibuttons em lagos de manejo, em transecções que cobrissem diferentes tipos de vegetação.

Outra sugestão é o monitoramento do deslocamento do pirarucu com a utilização de marcadores. Existem marcadores no mercado que podem ser inseridos com uma agulha, diminuindo a mutilação do animal, e a leitura é realizada através de um equipamento eletrônico (como os leitores de código de barra). Como a pesca é controlada e manejada, os animais marcados e recapturados podem ser identificados, e sua localização geográfica determinada. Existem ainda marcadores com GPS, que no caso da Amazônia, podem não ser tão eficientes devido à cobertura florestal que reduziria a precisão da localização geográfica.

Os resultados também mostraram que, ao se analisar as mudanças anuais em relação à planície como um todo, há uma relação consistente entre a cobertura anual de macrófita e o número de indivíduos do ano subsequente, especialmente os jovens. Isto demonstra a importância das macrófitas para a conservação dos pirarucus. Do ponto de vista do sensoriamento remoto, isso possibilita extrapolar esse estudo para outras áreas de manejo da espécie na Amazônia. Tais dados podem fornecer uma base de dados a ser utilizada para a análise de informações de desembarque pesqueiro de todos os principais portos da Amazônia, e ainda uma ferramenta essencial no estabelecimento de planos de manejo da pesca sustentável na Amazônia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFFONSO, A.; NOVO, E.; MELACK, J.; HESS, L. 2007. Identificação e quantificação do desflorestamento nas áreas alagáveis nos municípios à margem do Rio Solimões/ Amazonas nos estados do Pará e Amazonas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 3235-3242. CD-ROM; On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. (INPE-14678-PRE/9652). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.24.18.53>>. Acesso em: 03 set. 2012.

AFFONSO, A.G., QUEIROZ, H.L., NOVO, E.M.L.M. Limnological characterization of floodplain lakes in Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon (Amazonas State, Brazil). **Acta limnológica brasiliensia**, v. 23, n.1, p. 95-108, 2011.

AFFONSO, A.G.; ARRAUT, E.M.; RENÓ, V.F.; LEÃO, J.A.D.; HESS, L.; QUEIROZ, H.L.; NOVO, E.M.L.M. Estudo da dinâmica de inundação na várzea Amazônica através de termo-sensores de campo. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 5092-5099. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00056-0 (Internet), 978-85-17-00057-7 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW/39UKPA2>>. Acesso em: 03 set. 2012.

ALSDORF, D.; BATES, P.; MELACK, J.; WILSON, M.; DUNNE, T. Spatial and temporal complexity of the amazon flood measured from space. **Geophysical research Letters**, v. 34, n.8, p. L08402, 2007.

ALMEIDA, F. F.; MELO, S. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (Lago Catalão-Estado do Amazonas, Brasil). **Acta Scientiarum**, v. 31, n.4, p. 387-395, 2009.

ARNESEN, A. S. **Monitoramento da área inundada na planície de inundação do Lago Grande de Curuai (PA) por meio de imagens SCANSAR/ALOS e dados auxiliares**. 2012. 137 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/02.22.16.15-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BDGFNL>>. Acesso em: 03 set. 2012.

ARRAUT, E. M. **Migração do peixe-boi amazônico: uma abordagem por sensoriamento remoto, radiotelemetria e geoprocessamento**. versão: 2011-12-01. 150 p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP8W/349LMH2>>. Acesso em: 03 set. 2012.

ARRAUT, E. M.; MARMONTEL, M.; MANTOVANI, J.E.; NOVO, E.M.L.M.; MACDONALD, D.W.; KENWARD, R.E. The lesser of two evils: seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. **Journal of Zoology**, v. 280, n. 3, p. 247-256, 2010.

ARANTES, C.C.; GARCEZ, D.S.; CASTELLO, L. Densidades de pirarucu (*Arapaima gigas*, Teleostei, Osteoglossidae) em lagos das reservas de desenvolvimento sustentável Mamirauá e Amanã, Amazonas, Brasil. **Uakari**, v.2, n.1, p. 37-43, 2006.

ARANTES, C.C.; CASTELLO, L.; CETRA, M.; SCHILLING, A. Environmental influences on the distribution of arapaima in amazon floodplains. **Environmental Biology of Fishes**, p.1-11, <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-011-9917-9>, 2011.

AYRES, J.M.C. **As matas de várzea do Mamirauá.**, Vol.I.. Brasília: SCM-CNPq/MCT. 123p. Série Estudos do Mamirauá.

BAIN, M.; HUGHES, T. C.; AREND, K.K. Trends in methods for assessing freshwater habitats. **Fisheries**, v. 24, n. 4, p. 16-21, 1999.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas.** 2005. 286 p. (INPE-14614-TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2006/02.22.15.03>>. Acesso em: 03 set. 2012.

BARBOSA, C. C. F.; MORAES NOVO, E. M. L.; MELACK, J. M.; GASTIL-BUHL, M.; FILHO, W. P. Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. **Limnology**, v. 11, n. 2, p. 155 - 166, Aug. 2010. doi: <10.1007/s10201-009-0305-5>.

BARTHEM, R.B. Descrição da pesca da piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*), Pimelodidae) no estuário e na calha do Rio Amazonas, **Bol. Muse. Para. Emilio Goeldi**. V.6, n.1.p. 117-130, 1990.

BARTHEM, R. B.; FABRÉ, N. N. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia In: RUFFINO, M.L. (Org.). **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. Manaus: Ibama/ProVárzea, 2004. 272 p

BARTHEM, R. B.; GOULDING M, **Um ecossistema inesperado, a Amazônia revelada pela pesca**. Lima, Peru: Amazon Conservation Association; Sociedade Civil Mamirauá, 2007. 241p.

BATISTA, V.S.; PETRERE JR, M. Spatial and temporal distribution of fishing resources exploited by the Manaus fishing fleet, Amazonas. **Brazil. Braz. J. Biol.** v.67, n.4, pp. 651-656 , 2007.

BATISTA, V.S.; ISAAC, V. J. E VIANA, J.P. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (Coord.) **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. Manaus: Ibama/ProVárzea, 2004.

BAYLEY, P. N. E M. PETRERE JR. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options, pp. 385-398. In: DODGE, D. (ed.). **Special publications of the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 106p.

BAYLEY, P.B.; MOREIRA, J.C. Preliminary interpretations of aquatic resources in the central amazon basin using Landsat Multispectral imagery. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1. (SBSR), 1978, São José dos Campos. Anais... São José dos Campos: INPE, 1978. p. 854-865. Printed, On-line. ISBN 978-85-17-00045-4. (INPE-7731-PRE/3578). Disponível em:

<<http://urlib.net/dpi.inpe.br/marte@80/2008/09.25.13.57>>. Acesso em: 03 set. 2012.

BEGON, M. **Ecology: from individuals to ecosystems**. Ed. John Wileys e Sons, 2006, 738p.

BONNET, M.P.; BARROUX, G.; MARTINEZ, J.M.; SYLER, F.; MOREIRA-TURCQ, P.; COCHONNEAU, G.; MELACK, J.M.; BOAVENTURA, G.; MAURICE, BOURGOIN, L.; LEÓN, J.G.; ROUX, J.G.; CALMANTE, S.; KOSUTH, P.; GUYOT, J.L.; SEYLER, P. Floodplain hydrology in na Amazon lake (Lago Grande de Curuaí) **Journal of Hydrology**, v. 349, n1-2, p. 18-30, 2008

BOGGIONE, G. A. **Restauração de imagens do satélite Landsat-7**. 2003. 160 p. (INPE-10462-TDI/929). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/jeferson/2003/08.19.08.48>>. Acesso em: 03 set. 2012.

BRITISH MUSEUM OF NATURAL HISTORY, 1908. **A guide to the gallery of fishes, in the department of zoology of the British Museum of Natural History**. London: The Trustees of The British Museum, 209pp.

BROWN, J.H. On the relationship between abundance and distribution of species. **American Naturalist**, v. 124, n. 2, p. 255-279, 1984

BUTLER, M.J.A. et al. **The application of remote sensing technology to marine fisheries: an introductory manual**. FAO Fish, 1988. 165p. (Tech.Pap., 295).

CARVALHO, J.C.; BARBOSA, C.; NOVO, E.M.L.M; MANTOVANI, J. E.; MELACK, J.; FILHO, W. P. 2003. Applications of quantitative analysis techniques to monitor water quality of curuai lake, Brazil. in: Geoscience and remote sensing symposium, 2003. toulouse, France. **Proceedings...** Piscataway: IEEE International, 2003. p. 2362-2364

CASTELLO, L. E STEWART, D.J. Assessing CITES non-detriment findings procedures for Arapaima in Brazil **J. Appl. Ichthyol.** v. 26, p. 49–56, 2009.

CASTELLO L. A method to count pirarucu: fishers, assessment and management. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 24, p. 379-389, 2004.

CASTELLO, L. A. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon **Ecology of Freshwater Fish**, v. 17, n. 1, p. 38-46, 2008.

CASTELLO, L. A Nesting habitat of *Arapaima gigas* (Schinz) in Amazonian floodplains **Journal of Fish Biology**, v. 72, n. 6, p. 1520-1528, 2008a.

CERDEIRA, R. G. P.; RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. Consumo de pescado e outros alimentos nas comunidades ribeirinhas do Lago Grande de Monte Alegre. **Acta Amazônica**, v. 27, n. 3, p. 213-227, 1997.

COUTINHO, E.S.S. **A Dinâmica populacional do pirarucu (*Arapaima gigas*) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), Amazônia**. Tese de doutorado em computação Científica, Laboratório Nacional de Computação Científica, Petrópolis, 2008. 191p.

COSTA, M.; NIEMANN, O.; NOVO, E., AHERN, F.; MANTOVANI, J. Biophysical properties and mapping of aquatic vegetation during the hydrological cycle of the Amazon floodplain using JERS-1 and RADARSAT. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 1401–1426, 2002.

COSTA, M. P. F. Use of SAR satellites for mapping zonation of vegetation communities in the Amazon floodplain', **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 10, p. 1817-1835, 2004.

COSTA, M. P.F. E TELMER, K.H. Utilizing SAR imagery and aquatic vegetation to map fresh and brackish lakes in the Brazilian Pantanal wetland. **Remote Sensing of Environment**, v. 105, p. 204–213, 2006.

CRAMPTON, W. G. R. Os peixes da Reserva Mamirauá: diversidade e história natural na planície alagável da Amazônia. In: H. L. Queiroz; W. G. R. Crampton (eds). **Estratégias para o manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá**. Tefé: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Sociedade Civil Mamirauá, 1999. p. 10-36.

FERRARIS JR., C.J. 2003. Family Arapaimatidae. In: REIS, R.E.; KULLANDER, S.O. & FERRARIS, Jr., C. (eds). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre, Brasil: EDIPUCRS, p-31-32.

FONSECA, L. M. G.; PRASSAD, G. S. S. D.; MASCARENHAS, N. D. A. Combined interpolation-restoration of landsat images through fir filter design techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 13, p. 2547-2561, 1993.

FONTENELE, O. Contribuição para o conhecimento da biologia do pirarucu, *Arapaima gigas* (Cuvier), em cativeiro (Actinopterygii, Osteoglossidae). **Revista Brasileira de Biologia** v. 8, n. 4, p. 445-459, 1948.

FORSBERG, B.R.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L., BONASSI, J.A. Autotrophic carbon sources for fish of the central Amazon. **Ecology**, v. 74, p. 643- 652, 1993.

FORSBERG, B. R.; HASHIMOTO, Y. ROSENQVIST, A.; MIRANDA, F. P. Tectonic fault control of wetland distributions in the Central Amazon revealed by JERS-1 radar imagery. **Quaternary International**, v. 72, p. 61-66, 2000.

FREEMAN, A.; DURDEN, S.L. A three-component scattering model for polarimetric SAR data. **IEEE Transactions on Geoscience and remote Sensing letters**, v. 36, n. 3, p.963-976, 1998.

GARAVELO, J.C. Revision of genus *Steindachneridion* (Siluriformes: Pimelodidae). **Neotrop. ichthyol.**, v.3, n.4, p. 607-623, 2005.

GRATWICKE, B.; SPEIGHT, M.R. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats **Journal of Fish Biology**, v. 66, p. 650–667, 2005.

GOULDING M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonia natural history**. Berkeley: California University Press, 1980. 250p.

GOULDING, M.; SMITH, N. J. H.; MAHAR, D. J. **Floods of fortune: ecology and economy along the Amazon**. New York: Columbia University Press, 1996. 184p.

HARLEY, C.D.G.; HELMUTH, B.S.T. Local- and regional-scale effects of wave exposure, thermal stress, and absolute versus effective shore level on patterns of intertidal zonation **Limnology and Oceanography**, v. 48, n. 4, p. 1498-1508, 2003.

HEINLEIN, J.; STIER, A.; STEELE, M. Predators reduce abundance and species richness of coral reef fish recruits via non-selective predation. **Coral Reefs**, v. 29, n. 2, p. 527-532, 2010.

HELMUTH, B.S.T.; HARLEY, C.D.G.; HALPIN, P.M.; O'DONNELL, M.; HOFMANN, G.E.; BLANCHETTE, C.A. Climate change and latitudinal patterns of intertidal thermal stress. **Science**, v. 298, p. 1015-1017, 2002.

HELMUTH, B.S.T.; BROITMAN, B.R.; BLANCHETTE, C.A.; GILMAN, S.; HALPIN, P.; HARLEY, C.D.G.; O'DONNELL, M.J.; HOFMANN, G.E.; MENGE, B.; STRICKLAND, D. Mosaic patterns of thermal stress in the rocky intertidal zone: implications for climate change. **Ecological Monographs**, v. 76, p. 461–479, 2006.

HENDERSON, F. E LEWIS, A. Radar detection of wetland ecosystems: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 20, p. 5809-5835, 2008.

HESS, L.L.; MELACK, J.M., FILOSO, S.; WANG, Y. Delineation of inundated area and vegetation along the Amazon floodplain with SIR-C Synthetic Aperture Radar. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 33, n. 4, p. 896-904, 1995.

HESS, L.; GASTIL, M.; HOLMES, C.; HAYWARD, C.; NOVO, E. M. L. M.; SLAYMAKER, D. M.; HOLT, J.; STEFFEN, C.; VALERIANO, D. M.; MERTES, L.; KRUG, T.; MELACK, J. Geocoded digital videography for validation of land cover mapping in the Amazon Basin. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 7, p. 1527-1555, Apr. 2002.

HESS, L. L.; MELACK, J. M.; NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; GASTIL, M. Dual season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of Environment** v. 87, p. 404-428, 2003.

HESS, L.; AFFONSO, A. G.; ARRAUT, E. M.; NOVO, E. M. L. M.; GIELOW, R.; RENÓ, V. F.; BARBARISI, B. F.; MARIONI, B. Evaluation of low-cost, tree-mounted temperature loggers for validation of satellite-based flood mapping on the Amazon floodplain. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 5278-5283. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00056-0 (Internet), 978-85-17-00057-7 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW/3A39SSB>>. Acesso em: 03 set. 2012.

HORNING, N.; ROBINSON, J.A.; STERLING, E.; TURNER, W., SPECTOR, S. **Remote sensing for ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: University Press, 2010, 448p.

HRBEK, T.; FARIAS, I.P.; CROSSA, M.; SAMPAIO, I., PORTO, J.I.R.; MEYER, A. Population genetic analysis of *Arapaima gigas*, one of the largest freshwater fishes of the Amazon basin: implications for its conservation. **Animal Conservation**, v.8, p. 297-308, 2005.

IMBIRIBA, E.P. Potencial de criação de pirarucu, *Arapaima gigas*, em cativeiro. **Acta Amazonica**, v. 31, n. 2, p 299-316, 2001.

ISAAC, V.J.; RUFFINO, M.L. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma maropomum* Cuvier, in the Lower Amazon, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 3, p. 315-333, 1996.

JORDAN, D.S. **A guide to the study of fishes**. Vol. II. Westminster, London: Archibald Constable & Co. Ltd.. 1905. 599p.

JOWETT, I. G; RICHARDSON, J. Fish communities in New Zealand rivers and their relationship to environmental variables. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 37, p. 347-366, 2003.

JUNK, W. J. Ecology, fisheries and fish culture in Amazonia. In: SIOLI, H.(ed.). **The Amazon. limnology and landscape ecology of a Mighty River and its basin**. Dordrecht: Dr W. Junk Publishers. 1984. p. 443-476.

JUNK, W. J.; PIEDEDE, M. T. F. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: W. J. Junk (Ed.). **The Central Amazon floodplain**. Berlin: Springer, 1997.

JUNK W.J.; SILVA C.J. Mammals, reptiles and amphibians. In: _____. **The Central Amazon Floodplain, ecology of a pulsing system**. Berlin: Springer-Verlag, 1997. p. 409-417.

JUNK, W.J.; OHLY, J.J.; PIEDEDE, M.T.F.; SOARES, M.G.M. **The Central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management**. Leiden: Backhuys Publishers, 2000, 584p.

JUNK, W.; SOARES, M., P. G.M. E BAYLEY, P.B. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 10, n. 2, p. 153-173, 2007

JUNK., W.J.; PIEDADE, M.T.F. An introduction to South American wetland forests: distribution, definitions and general characterization. In: Junk, W.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schongart, J.; Parolin P. **Amazonian floodplain forests**. Ecological Studies, p.3-25, 2011.

KASISCHKE, E.S.; MELACK, J. M.; DOBSON, M. C. The use of imaging radars for ecological applications – a review. **Remote Sensing of environment**, v. 596, p. 141-156, 1997.

KREBS, J.; DAVIES, N.B. **Introdução a ecologia comportamental**. Atheneu, 1996, 420p.

KOURTI, N.; SHEPHERD, I.; GREIDANUS, H.; ALVAREZ, M.; ARESU, E.; BAUNA, T.; CHESWORTH, J.; LEMOINE, G.; SCHWARTZ, G. Integrating remote sensing in fisheries control. **Fisheries Management and Ecology**, v. 12, p. 295–307, 2005.

KUMARI, B.; RAMAN, M.; MALI, K. Locating tuna forage ground through satellite remote sensing. **International Journal of Remote Sensing**, v, 30, p. 5977–5988, 2009.

LEYEQUIEN, E.; VERRELST, J.; SLOT, M.; SCHAEPMAN-STRUB, G.; HEITKONIG, I.; SKIDMORE, A. Capturing the fugitive: applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 9, p. 1-20, 2007.

LUNDBERG, J. G.; AKAMA. 2005. *Brachyplatystoma capapretum*: a new species of goliath catfish from the Amazon Basin, with a reclassification of allied catfishes (Siluriformes, Pimelodidae). **Copeia**, v. 2005, n.3, p. 492-516, 2005.

LIIRA, J.; FELDMANN, T.; MAEMETS, H.; PETERSON, U. Two decades of macrophyte expansion on the shores of a large shallow northern temperate lake—A retrospective series of satellite images. **Aquatic Botany**, v. 93, p. 207–215, 2010.

LOPES, K.; QUEIROZ, H.L. Uma revisão das fases de desenvolvimento gonadal de pirarucus *Arapaima gigas* (Schinz, 1822). **Uacari**, v. 5, n. 1, 39-48, 2009.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge University Press, 1987. 390p.

LOWRY, J.; HESS, L.; ROSENQVIST, A. Mapping and monitoring wetlands around the world using ALOS PALSAR: The ALOS Kyoto and carbon initiative wetlands products. Innovations in remote sensing and photogrammetry, **Lecture Notes in Geoinformation and Cartography**, Part 2, p. 105-120, 2009.

MARTINELLI, N. M. C.; M. PETRERE JR. Morphometric relationships and indirect determination of the length frequency structure of the pirarucu *Arapaima gigas*

(Cuvier), in the Brazilian Amazonia. **Fisheries Management and Ecology**, v. 5, p.233-240, 1999.

MARTINEZ, J. M.; SEYLER, F.; BOURGOIN, L. M.; MOREIRA- TTURCQ, P.; GUYOT, J. L. Amazon basin water quality monitoring using Meris and Modis data. in: ENVISAT & ERS SYMPOSIUM, 2004, Salzburg, Austria. **Proceedings...** Noordwijk: European Space Agency, 2004.

MARTINEZ, J. M.; LE TOAN, T. Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. **Remote Sensing of Environment**, v. 108, n. 3, p. 209-223, 2007.

MARSHALL, N.B. **The Life of Fishes**. London, UK: Weidenfeld & Nicolson, 1965. 402p.

MARSHALL, B.G.; FORSBERG, B. R.; THOMÉ-SOUZA, M.J.F. Autotrophic energy sources for *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes, Characidae) in the middle Negro River, Central Amazon, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 596, no. 1, p. 95-103, 2008.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York: Chapman and Hall 1998. 784P.

MEADE, R. H. **Suspended sediment in the Amazon River and its tributaries in Brazil during 1982–1984**. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey Open-File Report, 1985. 39p. (Open-File Report 85-492).

MEADEN, G.J.; KAPETSKY, J.M. **Geographical information systems and remote sensing in inland fisheries and aquaculture**. Rome: FAO, 1991, 262p. (FAO Fisheries Technical Paper. No. 318).

MELACK, J. M.; FORSBERG, B. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. In: MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E. (Eds.). **The biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world**. Oxford: Oxford Univ. Press, 2001. p. 235-276.

MERTES, L.A.K.; DANIEL, D.L.; MELACK, J.M.; NELSON, B.; MARTINELLI, L.A.; FORSBERG, B.R. Spatial patterns of hydrology, geomorphology and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. **Geomorphology**, v. 13, p. 215-232, 1995.

MORRISON, M. L.; MARCOT, B.G.; MANNAN, R.W. **Wildlife-habitat relationship: concepts and applications**. Island press, 2006. 493p.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura** - Brasil, 2008-2009. Brasília, 2009. 100p.

NEIL, C.; ELSENBEER, H.; KRUSCHE, A. V.; LEHMANN, J.; MARKEWITZ; FIGUEIREDO, R. O. Hydrological and biogeochemical processes in a changing amazon: results from small watershed studies and the large-scale biosphere- atmosphere experiment. **Hydrological Processes**. 20, 2467-2477m, 2006

NELSON, R. L.; PLATTS, W. S.; LARSEN, D. P.; JENSEN S. E. Trout distribution and habitat in relation to geology and geomorphology in North Fork Humboldt River drainage, northeastern Nevada. **Transactions of the American Fisheries Society** v. 121, p. 405–426, 1992.

NELSON, J.S. **Fishes of the World**, 4th Edition. John Wiley and Sons. 2006. 601p.

NOVO, E. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Spectral mixture analysis of inland tropical waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 15, n.6, p. 1351-1356, 1994.

NOVO, E.M.L; LOBO, F.; CALIJURI, M.C. Remote sensing and geographical information system application to inland water studies. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, T. M. (eds.) **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Abc/sbl, 1995. p. 283-304.

NOVO, E; PEREIRA, W.; MELACK, J. M. Assessing the utility of spectral band operators to reduce the influence of total suspended solids on the relationship between chlorophyll concentration and the bidirectional reflectance factor in Amazon waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, p. 5105-5116, 2004

NOVO, E. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. **International Journal of Remotes Sensing**, v. 18, n. 3, p.663-670, 1997.

NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M.; SHIMABUKURO, Y. E.; MELACK, J. M.; E PEREIRA-FILHO, W. Seasonal changes in phytoplankton distribution in floodplain lakes in response to Amazon flood pulse derived from MODIS images. **Limnology**, v. 7, n. 3, pp. 153-161, 2006.

OLIVEIRA, V.; POLETO, S.L.; VENERE, P.C. Feeding of juvenile pirarucu (*Arapaima gigas*, arapamidae) in their natural environment, lago quarto Bocas, Araguaiana-MT, Brazil. **Neotrop. ichthyol.** v.3 n.2, 2005

PAROLIN, P.; SIMONE, O DE; HAASE, K; WALDHOFF, D; HOTTENBERGER, S; KUHN, U; KESSELMEIER, J; KLEISS, B; SCHIMIDT, W; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. Central Amazonian floodplain forests: Botanical Review, **The New York Botanical Garden**, v. 70, n. 3, p. 357-380, 2004.

PETRY, P.; BAYLEY, P.B.; MARKLE, D. F. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. **Journal of Fish Biology**, v.63, n. 3, p. 547 – 579, 2003.

PIEPADE, M.T.F.; LONG, S.P.; JUNK, W.J. Leaf and canopy photosynthetic CO₂ uptake of a stand of *Echinochloa polystachya* on the central Amazon floodplain. **Oecology**. v. 97, p. 193-201, 1994

PLISNIER, P.D.; MGNA, H.; KIMIREI, I.; CHANDE, A.; MAKASA, L.; CHIMANGA; ZULU, F.; COCQUYT, C.; HORIO, S.; BERGAMINO, N.; NAITHANI, J.; DELEERSNIJDER, E.; ANDRE, L., DESCY, P. E CORNET, Y.

Limnological variability and pelagic fish abundance (*Stolothrissa tanganyicae* and *Lates stappersii*) in Lake Tanganyika. **Hydrobiologia**, v. 625, p.117–134, 2009.

PORTER, M. S.; ROSENFELD, R.; PARKINSON, E. A. Predictive models of fish species distribution in the Blackwater drainage, British Columbia. **North American Journal of Fisheries Management** v. 20, p. 349–359, 2000.

PRADO, B.R.; MARTINS, V. A.; HAYAKAWA, E.H.; TAVARES-JUNIOR, J.B.; SHIMABUKURO, Y.E. Identificação de classes de cobertura da terra na Amazônia utilizando imagens ALOS/PALSAR e classificação orientada a objeto. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 62/03, p. 563-569, 2010.

QUEIROZ, H.L.; SARDINHA, A.D. A preservação e o uso sustentado dos pirarucus (*Arapaima gigas*, Osteoglossidae) em Mamirauá. In: QUEIROZ, H.L.; CRAMPTON, W.G.R. (orgs.). **Estratégias para manejo dos recursos pesqueiros em Mamirauá**. Brasília: SCM; CNPq/MCT, 1999, 208p.

QUEIROZ, H. L. **Natural history and conservation of pirarucu, *Arapaima gigas*, at the Amazonian Várzea: Red giants in muddy waters**. Tese de Doutorado, University of St Andrews, St Andrews, Escócia. 2000. 226 p.

QUEIROZ, H. L. A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá / The Mamirauá sustainable development reserve. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 183-203, 2005.

RENÓ, V.F., NOVO, E.M.L.M., ALMEIDA-FILHO, R., SUEMITSU, C. Mapping ancient vegetation cover of the Amazon floodplain using historical MSS/Landsat images (1975-1981). **Acta Amaz.** v.41, n.1, p. 47-56, 2011.

ROWE, D.C.; PIERCE, C.L.; WILTON, T.F. Fish Assemblage Relationships with Physical Habitat in Wadeable Iowa Streams. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 29, p.1314–1332, 2009.

ROSENQVIST, A.; FINLAYSON, C. M.; LOWRY, J.; TAYLOR, D. The potential of long-wavelength satellite-borne radar to support implementation of the Ramsar Wetlands Convention. **Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems**. v. 17, p. 229-244, 2007.

RUDORFF, C.M.; NOVO, E.M.L.M.; GALVÃO, L.S. PEREIRA-FILHO, W. Análise derivativa de dados hiperspectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 37, n. 2, p. 269-280, 2007.

SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J.; CORREA, M. V.; GARCIA, M.; FABRÉ, N. N.; BERGER, U.; JUNK, W. J. Fish communities in central Amazonian white- and blackwater floodplains. **Environmental Biology of Fishes**, v. 57, p. 235–250, 2000.

SANCHEZ-BOTERO J.I.; ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do Rio Amazonas. **Acta Amazônica**, v. 31, n. 3, p. 437-447, 2001.

SÁNCHEZ-BOTERO, JI., ARAUJO-LIMA, CARM.;GARCEZ, DS. Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the amazonian floodplain. **Acta Limnol. Bras.**, v. 20, n. 1, p. 45-54, 2008.

SANTOS, A. M. P. Fisheries oceanography using satellite and airborne remote sensing methods: a review. **Fisheries Research**, v. 49, p. 1-20, 2000.

SANTOS, G.M.; SANTOS, A.C.M. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, 2005.

SAWAYA, P. Sobre a biologia de alguns peixes de respiração aérea (*Lepidosiren paradoxa* Fitz. e *Arapaima gigas* Cuv.). **Bol. Faculd. Filosof. Cien. Let. Universidade de São Paulo**, Zoologia, v. 11, p. 255-286, 1946.

SEYLER, P.T.; BOAVENTURA, G.R. Trace elements in the mainstem Amazon River. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. (Eds.). **The biogeochemistry of the Amazon Basin**. New York: Oxford University Press, Inc., , 2001, pp. 307–327.

SHERMAN, K.; O'REILLY, J.; BELKIN, I.; MELROSE, C.; E FRIEDLAND, K. The application of satellite remote sensing for assessing productivity in relation to fisheries yields of the world's large marine ecosystems. **ICES Journal of Marine Science**, v. 68, n. 4, p. 667-676, 2011.

SHOUP, D.E.; WAHL, D.H. Fish diversity and abundance in relation to interannual and lake-specific variation in abiotic characteristics of floodplain lakes of the lower Kaskaskia River, Illinois. **Transactions of the American fisheries Society**, v. 138, p. 1076-1092, 2009.

SILVA, T.S.F. **Spatial and temporal variability of macrophyte growth and productivity in the Amazon floodplain**, 2009. Tese de doutorado University of Victoria, Canada.

SILVA, T.S.F.; COSTA, M.P.F.; MELACK, J.M. Spatial and temporal variability of macrophyte cover and productivity in the eastern Amazon floodplain: A remote sensing approach. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 1998–2010, 2010.

SIMPSON, J.J. Remote sensing and geographical information systems: their past, present and future use in global marine fisheries. **Fisheries oceanography**, 1:3, 238-280, 1992.

SIOLI, H. **The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Dordrecht: Dr W. Junk Publishers, 1984.

SOUSA, K. N. S. **A pesca profissional em sistemas de lagos no eixo fluvial Solimões-Amazonas e principais tributários do estado do Amazonas**. 2005, 177f. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2005.

SOUZA, R.G.C.; FREITAS, C.E.C. Seasonal catch distribution of tambaqui (*Colossoma macropomum*), Characidae in a central Amazon floodplain lake: implications for sustainable fisheries management. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 27, n. 1, p.118-121, 2011.

SREEKANTHA, M. D.; CHANDRAN, D. K.; MESTA, G. R.; RAO, K. V.; GURURAJA, E.; RAMACHANDRA, T.V. Fish diversity in relation to landscape and vegetation in central Western Ghats, India. **Current Science**, v. 92, n. 11, p. 1592-1603, 2007.

STUART, V., PLATT, T., SATHYENDRANATH S. The future of fisheries science in management: a remote-sensing. Perspective. **ICES Journal of Marine Science**, v.68, n. 4, p. 644-650, 2011.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE-JUNIOR, M.; CATELLA, A.C. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil., **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, p. 45-50, 2004.

TEJERINA-GARRO, F.; FORTIN, R.; RODRIGUEZ, M. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon basin. **Environmental Biology of Fishes** v. 51, p. 399–410, 1998.

THOMAZ, S.M.; CUNHA, E.R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages, composition and biodiversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n.2, p. 218-236, 2010.

TULLY, R. **The use of low cost “iButton” temperature logger arrays to generate high spatial resolution tidal inundation regime data**. New Hampshire: CICEET, 2007. 40p. Report on CICEET.

TURNER, W.; SPECTOR, S.; GARDINER, N.; FLADELAND, M.; STERLING, E.; STEININGER, M. Remote sensing for biodiversity science and conservation. **Trends in ecology and evolution**, v. 18, n.6, p. 306-314, 2003.

VENUPOGAL, M. M.; WINFIELD, I.J. The distribution of juvenile fishes in a hypereutrophic pond: can macrophytes potentially offer a refuge for zooplankton? **Journal of Freshwater Ecology**, v. 8, n. 4, p. 389-396, 1993

VERÍSSIMO, J. **A pesca na Amazônia**. Rio de Janeiro: Livraria Clássica Alves & Cia, Monographias Brasileiras III. 1970

VIANA, J.P.; CASTELLO, L.; DAMASCENO, J.M.B.; AMARAL, E.S.R.; ESTUPIÑÁN, G.M.B.; ARANTES, C.; BATISTA, G. S.; GARCEZ, D.S. BARBOSA, S. Manejo Comunitário do Pirarucu *Arapaima gigas* na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá - Amazonas, Brasil, pp. 239-261. In: **Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. Série Áreas Protegidas do Brasil, Volume 4.

VILLABONA-GONZALEZ, S.L.; AGUIRRES N.J.; Estrada A.L. Influencia de las macrófitas sobre la estructura poblacional de rotíferos y microcrustáceos en un plano de inundación tropical. **Rev. biol. trop.** . 2011, v.59, n.2, p. 853-870, 2011. Disponível em: <http://www.latindex.ucr.ac.cr/rbt027-25.php>. Acesso em: 03/09/12.

WALKER, W.S.; STICKLER, C.M.; KELLNDORFER, J.M.; KIRSCH, K.M.; NEPSTAD, D.C. Large-Area Classification and Mapping of Forest and Land Cover in the Brazilian Amazon: A comparative analysis of ALOS/PALSAR and Landsat data sources. **IEEE Journal of Selected topics in applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 3, n.4, p. 1939-1404, 2010.

WERNER, E.E. Species interactions in freshwater fish communities. In: DIAMOND, J.; CASE, T.J. (eds.). **Community ecology**. New York: Harper and How, 1986. p.344-358.

WETZEL, R. G.; Likens, G. E. **Limnological Analyses**, 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1991.444p.

WITTMANN, F., ANHUF, D. E JUNK, W. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 805–820, 2002.

WITTMANN, F.; SCHONGART, J.; DE BRITO, J.M.; WITTMANN, A.O.; PIEDADE, M.T.F.; PAROLIN, P.; JUNK, W.J.; GUILLAUMET, J.L. **Manual of trees from Central Amazonia várzea floodplains: taxonomy, ecology and use**. Manaus: Editora INPA, 2010, 296p.

WOOTTON, R. J. **Ecology of teleost fishes**. London: Chapman & Hall.. 1990392p.

ZAGAGLIA, C.R.; LORENZZETTI, J.A.; STECH, J.L. Remote sensing data and longline catches of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the equatorial Atlantic. **Remote Sensing of environment**, v. 93, n. 1-2, p.267-281, 2004.

APÊNDICE A

Tabela A1: Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de espelho d'água na cheia no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.

Ano	Classe 1			Classe 2			Classe 3			Classe 4		
	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média
1999	35	99	91	38	99	89	58	99	89	80	98	94
2000	19	96	80	70	97	86	43	100	78	53	95	81
2001	33	100	78	0	100	79	0	100	68	0	99	71
2002	22	85	68	14	91	70	15	94	56	17	94	58
2004	0	91	57	0	95	70	0	96	54	0	95	54
2005	0	93	65	42	91	74	0	100	62	36	100	72
2006	5	92	64	0	92	69	0	95	58	11	95	60
2007	6	100	69	16	100	73	34	100	76	14	100	75
2008	0	91	48	0	91	59	0	95	40	0	94	45
2009	33	97	81	0	98	74	21	99	79	0	98	64

Tabela A2: Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de espelho d'água na seca no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.

Ano	Classe 1			Classe 2			Classe 3			Classe 4		
	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média
1999	24	80	51	44	93	77	25	97	59	24	95	68
2000	2	86	52	15	89	67	17	94	58	11	84	52
2001	9	90	56	26	96	75	11	95	64	0	408	79
2002	27	91	62	39	95	77	38	97	66	0	234	81
2004	0	85	59	0	92	66	0	95	48	10	94	50
2005	18	93	56	0	98	72	17	92	67	0	88	58
2006	11	93	52	0	100	68	0	86	54	0	80	50
2007	27	84	59	36	99	71	23	95	61	23	89	58
2008	26	93	59	0	99	67	0	94	51	0	87	56
2009	6	86	45	16	95	67	0	94	55	0	82	55

Tabela A3: Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de cobertura de macrófitas na cheia no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.

Ano	Classe 1			Classe 2			Classe 3			Classe 4		
	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média
1999	1	65	9	1	62	11	1	42	11	2	20	6
2000	4	81	20	3	30	14	0	57	22	5	47	19
2001	0	67	22	0	100	21	0	100	32	0	70	22
2002	15	78	32	9	86	30	6	85	44	6	83	42
2004	9	100	43	5	100	30	4	100	46	5	100	46
2005	7	100	35	9	58	26	0	100	38	0	64	28
2006	8	95	36	8	100	31	5	100	42	5	89	40
2007	0	94	31	0	84	27	0	66	24	0	86	25
2008	9	100	52	9	100	41	5	100	60	6	100	55
2009	3	67	19	2	100	26	1	79	21	2	100	36

Tabela A4: Valores mínimos, máximos e médios de porcentagem de cobertura de macrófitas na seca no período de 1999 à 2009 para cada classe de densidade.

Ano	Classe 1			Classe 2			Classe 3			Classe 4		
	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média	Min	Max	Média
1999	9	76	41	7	56	23	3	75	41	1	74	27
2000	14	98	48	11	85	33	6	83	42	16	89	48
2001	10	91	41	4	74	25	5	89	36	17	100	45
2002	0	67	21	0	61	17	3	52	29	0	69	19
2004	15	78	37	8	100	34	5	100	52	6	90	50
2005	7	82	44	2	100	28	8	83	33	12	100	42
2006	7	78	44	0	100	31	14	86	44	20	100	49
2007	16	66	38	1	59	28	5	64	34	7	77	40
2008	7	74	41	1	100	33	6	100	49	13	100	43
2009	15	94	55	5	84	32	6	100	46	18	100	45

Tabela A5: Coeficientes de correlação significativos (em vermelho) entre a densidade de indivíduos jovens, adultos e de ambos de todos os lagos em todos os anos e o logaritmo da densidade dos mesmos com todas as variáveis ambientais em todos os anos adotando o nível de significância de 0,05 e $r \geq 0,098$, para um $n=454$. As variáveis que não tiveram correlação significativa com nenhuma densidade foram excluídas da tabela.

Características do habitat	Jovens	Adultos	Ambos	Log.Jovens	Log.Adultos	Log.Ambos
Área lago	-0,15	-0,11	-0,14	-0,14	-0,08	-0,11
IEL	-0,19	-0,13	-0,17	-0,15	-0,10	-0,12
Perimetro	-0,15	-0,09	-0,13	-0,15	-0,06	-0,12
Dist.R.JAP	0,13	0,11	0,12	0,14	0,11	0,13
% Ag.CH	-0,19	-0,14	-0,17	-0,17	-0,14	-0,15
% Mac.CH	0,19	0,14	0,18	0,16	0,14	0,15
%Mac.SE	0,13	0,09	0,12	0,07	0,05	0,06
LAG.% Ag.CH	-0,12	-0,13	-0,13	-0,08	-0,12	-0,07
LAG.% Mac.CH	0,12	0,11	0,12	0,07	0,10	0,06
LAG.%Ag.SE	-0,10	-0,06	-0,09	-0,02	0,00	0,01
LAG.%Mac.SE	0,15	0,10	0,13	0,07	0,05	0,05
In.1.ano	-0,12	-0,08	-0,11	-0,11	-0,07	-0,10
In.2.5.anos	-0,17	-0,14	-0,16	-0,16	-0,12	-0,15
Área.MAC	-0,13	-0,09	-0,12	-0,13	-0,06	-0,10
Area.CHA	-0,13	-0,10	-0,12	-0,15	-0,09	-0,13
Área.RA	-0,07	-0,01	-0,05	-0,11	0,00	-0,08
% CHA	-0,06	-0,08	-0,07	-0,17	-0,16	-0,18
LOG.Área lago	-0,21	-0,13	-0,19	-0,23	-0,11	-0,18
LOG.IEL	-0,20	-0,13	-0,18	-0,15	-0,09	-0,12
LOG.perimetro	-0,17	-0,09	-0,15	-0,19	-0,06	-0,14
LOG.DIST.R.JAP	0,14	0,11	0,13	0,16	0,10	0,14
LOG.% Ag.CH	-0,19	-0,16	-0,19	-0,14	-0,14	-0,13
LOG.%Ag.SE	-0,22	-0,15	-0,20	-0,09	-0,07	-0,07
LOG.%Mac.SE	0,10	0,09	0,10	0,09	0,08	0,08
LOG.LAG.%Ag.SE	-0,13	-0,08	-0,12	-0,04	-0,03	-0,02
LOG.LAG.%Mac.SE	0,14	0,10	0,13	0,07	0,05	0,05
LOG.In.1.ano	-0,28	-0,26	-0,28	-0,23	-0,21	-0,22
LOG.In.2.5.anos	-0,18	-0,15	-0,18	-0,16	-0,12	-0,15
LOG.Área.MAC	-0,14	-0,08	-0,12	-0,19	-0,08	-0,15
LOG.Area.CHA	-0,12	-0,07	-0,11	-0,18	-0,08	-0,15
LOG.Área.RB	-0,10	-0,02	-0,07	-0,07	0,05	-0,03
LOG.%Mac	-0,03	-0,03	-0,03	-0,11	-0,07	-0,10