



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE ENGENHARIA FLORESTAL
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS E AMBIENTAIS

ANÁLISE ESPACIAL APLICADA À DELIMITAÇÃO DE ÁREAS
ÚMIDAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO MÉDIO ARAGUAIA

ANDRÉ PEREIRA DIAS

CUIABÁ-MT, 2014

ANDRÉ PEREIRA DIAS

**ANÁLISE ESPACIAL APLICADA À DELIMITAÇÃO DE ÁREAS
ÚMIDAS DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO MÉDIO ARAGUAIA**

Orientador: Dr. Gustavo Manzon Nunes

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e Ambientais da Faculdade de Engenharia Florestal - Universidade Federal de Mato Grosso, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais.

CUIABÁ-MT, 2014



FACULDADE DE ENGENHARIA FLORESTAL
Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e Ambientais

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título: "Análise Espacial aplicada na Delimitação de Áreas Úmidas da Planície de Inundação do Médio Araguaia".

Autor: André Pereira Dias

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Manzon Nunes

Aprovado em 20 de fevereiro de 2014.

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Peter Zeilhofer
UFMT

Prof. Dr. Thiago Sanna Freife Silva
UNESP

Prof. Dr. Gustavo Manzon Nunes
UFMT (Orientador)

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

P436a Pereira Dias, André.
Análise Espacial Aplicada à Delimitação de Áreas Úmidas da Planície de Inundação do Médio Araguaia / André Pereira Dias. -- 2014
vii, 91 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientador: Gustavo Manzon Nunes.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Engenharia Florestal, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais, Cuiabá, 2014.
Inclui bibliografia.

1. Algoritmo HAND. 2. SRTM. 3. Transformação Tasseled Cap.
I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.

RESUMO

DIAS, André Pereira. **Análise espacial aplicada à delimitação de áreas úmidas da planície de inundação do médio Araguaia. 2014.** Dissertação (Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT. Orientador: Prof. Dr. Gustavo Mason Nunes.

A demanda por água é uma preocupação recorrente em várias regiões do planeta. O Brasil, e em especial a região do Médio Araguaia, é uma região do planeta onde esse recurso é abundante, e também um dos que tem menos ações voltadas para a conservação e uso racional de seus recursos naturais. A degradação do macrossistema de áreas úmidas do Médio Araguaia vem ocorrendo a partir dos anos 70 de forma acelerada. O presente estudo visa servir de subsídio para políticas ambientais de fiscalização, recuperação e conservação, de forma a garantir as funções ecológicas deste importante sistema aquático-terrestre, onde para qualquer planejamento é necessário o conhecimento sobre a abrangência e limites da região estudada. Sendo assim, a delimitação da superfície máxima inundável das áreas úmidas da planície de inundação da Bacia do Médio Araguaia, considerando-se as épocas de maior inundação, se constitui como o esforço principal desse trabalho. Para tanto foram utilizadas técnicas de sensoriamento remoto aplicadas a imagens multitemporais do sensor TM do satélite LANDSAT 5, onde, através dos índices gerados pela transformação *Tasseled Cap* (TC), foram extraídas as amostras de treinamento que permitiram realizar uma classificação supervisionada através do algoritmo *Support Vector Machine* (SVM). Paralelamente, foi gerado um modelo HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) utilizando o modelo digital de elevação SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*). O cruzamento das informações obtidas pela classificação com o modelo hidrologicamente consistente HAND-SRTM permitiu estimar as áreas úmidas não detectadas pela classificação, tais como áreas alagadas sob densa cobertura vegetal. Esses procedimentos permitiram delinear os limites máximos das áreas passíveis de inundação em época de cheia, que recobrem uma extensão de 88.119 km², cerca de 23% da área total da bacia do Médio Araguaia.

Palavras-chave:

Algoritmo HAND, SRTM, Transformação *Tasseled Cap*

ABSTRACT

DIAS, André Pereira. **Spatial analysis applied to delimitation of wetlands in the floodplain of the middle Araguaia. 2014.** Dissertation (Master degree in Forestry and Environmental Sciences) - Federal University of Mato Grosso, Cuiabá-MT. Advisor: PhD. Gustavo Mason Nunes

The demand for water is of great concern in many regions of the planet. In Brazil, particularly in the Araguaia region, water is an abundant resource, but is subject to poor conservation and water use policies. The degradation of the macrosystem of wetlands in the middle Araguaia has been taking place since the 1970s in an accelerated manner. This study aims to provide subsidy in the formulation of environmental policies for monitoring, recovery and conservation, which ensure the ecological functions provided by these important wetlands. In order to achieve that, the knowledge of the boundaries of the area to be studied is necessary. Thus, the main purpose of this work is the delimitation of the maximum surface likely to flood in the middle Araguaia basin, considering seasons of larger floods. Remote sensing techniques were used in multitemporal images from the LANDSAT 5 TM sensor, for the flood season. Through indexes generated by the Tasseled Cap (TC) transformation, areas of interest were obtained from the landscape elements, such as vegetation, soil, water, and wetlands. From training sample sets, a supervised classification was obtained using the Support Vector Machine (SVM) algorithm. In addition, a HAND (Height Above the Nearest Drainage) model was created using the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) digital elevation model (DEM). The classes associated with humidity, resulting from the classification, were correlated to the altimetric classes obtained from the hydrologically consistent HAND-SRTM. Such procedures allowed the delineation of the maximum boundary of areas likely to flood during flood seasons, which cover 88,119 km² - around 23% - of the Médio Araguaia basin.

Key-word:

Algorithm HAND, SRTM, Tasseled Cap Transformation

SUMÁRIO

RESUMO	v
1. INTRODUÇÃO	9
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	11
2.1. DEFINIÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS	11
2.2. DINÂMICA DE INUNDAÇÃO	12
2.3. DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS ÚMIDAS	15
2.4. SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO A DETECÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS	17
2.4.1. Modelo Digital de Elevação	19
2.4.2. Algoritmo Descritor do Terreno Height Above The Neareast Drainage - HAND	22
2.4.3. Processamento Digital de Imagens de Satélite	23
2.4.4. Transformação <i>Tasseled Cap</i>	25
2.4.5. Índices de Umidade	26
2.4.6. Classificação Digital de Imagens	27
2.4.7. Validação do Mapeamento	28
3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO ESTUDO	30
3.1.1. Características da Inundação do Médio Araguaia	32
3.1.2. Geomorfologia	34
3.1.3. Vegetação	36
3.1.4. Solos	39
4. MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1. MATERIAL	41
4.1.1. Imagens Landsat 5 TM	41
4.1.2. SRTM	42
4.1.3. Dados Vetoriais	42
4.2. PROCEDIMENTO METODOLÓGICO	43
4.2.1. Delimitação Da Bacia	44
4.2.2. Pré-Processamento das Imagens Orbitais	44
4.2.3. Transformação <i>Tasseled Cap</i> para Delimitação de AUs	46
4.2.4. Classificação Supervisionada SVM	49
4.2.5. Algoritmo HAND	54
4.2.6. Delimitação das Áreas sujeitas a inundação	56
4.2.7. Avaliação Quantitativa de Mapas Temáticos	56
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1. RESULTADOS OBTIDOS COM A TRANSFORMAÇÃO TASSELED CAP	57
6. CONCLUSÕES	63
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Hiperplano de separação entre classes espectrais em um classificador SVM..	28
Figura 2 – Área de Estudo com as bacias do Alto, Médio e Baixo Araguaia.	31
Figura 3 – Gradiente de umidade em duas áreas ao longo do ano de maior cheia (2007) da cena 223/68 do sensor TM do satélite Landsat 5 TM.	34
Figura 4 – Média anual de flutuação do nível de água (1971-2010) e precipitação (1969-1998) do Rio Araguaia em São Félix do Araguaia. Fonte: ANA (2013).....	34
Figura 5 - Impucas circundada por varjão com ocorrência de murundus (Esq.). À direita o detalhe de um murundu localizado no Parque Estadual do Araguaia.(Acervo Labsensor/FENF/UFMT).....	38
Figura 6 - Varjão com ocorrência de murundus (campo de murundus), localizados na planície do Araguaia (Foto: Acervo Labsensor/FENF/UFMT)	38
Figura 7 - Cenas do LANDSAT 5 – TM que recobrem a planície de inundação da bacia do Médio Araguaia.	41
Figura 8 – Fluxograma com as etapas para a metodologia da classificação e interpretação dos resultados.....	44
Figura 9 - Composição Colorida R3G4B5 de parte da cena 223/68 do Landsat 5 (esq.) e Composição das bandas do TC, sendo <i>Brightness</i> na faixa do vermelho, <i>Greeness</i> em verde e <i>Wetness</i> na faixa do azul.	47
Figura 10 - Gráfico de dispersão com valores transformados dos pixels (<i>Tasseled Cap</i>) em uma área amostral, as cores representam os pixels agrupados em cada classe, sendo: Água (Azul), Área alagada (Ciano), Vegetação em terra-firme (Verde Claro), Vegetação em Área Úmida (Verde Escuro), Regeneração da Vegetação (Amarelo), Solo Exposto (Magenta) e Solo Úmido (Marrom).	48
Figura 11 - Resultado da composição R3G4B5 da imagem Landsat-5 TM (esquerda) de uma parte da cena 223/68 com a classificação através do algoritmo SVM (direita).	49
Figura 12 – Modelo digital de Elevação (SRTM) da Bacia do Médio Araguaia, a linha amarela representa a linha de corte utilizada para geração do perfil do terreno.	52
Figura 13 – Perfil do Terreno indicando o gradiente de elevação ao longo de 880 km da bacia do médio Araguaia.	52
Figura 14 – Subdivisões altimétrica da bacia do Médio Araguaia.....	53
Figura 15 - Resultado da aplicação do do TC de parte da cena 223/68. Índice <i>Brightness</i> (esq.), <i>Greeness</i> (centro) e <i>Wetness</i> (dir.).	57
Figura 16 – Resultado da Correção do MDE (esquerda) e LDD do terreno (direita) de uma parte da cena 223/68.	58
Figura 17 - Resultado da acumulação (esq.) e da geração da rede de drenagem (limiar=50) de uma parte da cena 223/68.....	58
Figura 18 – A área em azul corresponde à extensão máxima de inundação.....	59
Figura 19 - Cena 223/068 do Landsat 5 –TM de 20/03/1995 (esquerda) e de 07/04/1996 (direita).....	60

1. INTRODUÇÃO

A questão das áreas úmidas (AU) vem ganhando espaço e discussão atualmente, por outro lado, é uma temática que ainda não foi explorada suficientemente a ponto de gerar uma política ampla que garanta sua conservação e uso adequados.

A preocupação com a crescente população no território brasileiro e a demanda por água para o uso doméstico, agropecuário e industrial bem como uma política eficaz de conservação da rede hidrográfica não se constitui em algo secundário no processo de estudo e compreensão dos seus limites geográficos e de uso.

Apesar de não ser o foco do presente estudo esta preocupação está contemplada no corpo do trabalho principalmente no referencial teórico, onde busco autores e livros que contextualizem a questão das áreas úmidas a fim de poder situar o leitor quanto às generalidades do tema. Ao tratá-lo em sua especificidade na revisão e método exponho os critérios adotados para a verificação dos limites das áreas úmidas e também trato dos instrumentos de análise chegando a algumas indicações em resultados e discussão.

Sabemos que cerca de 20% do território Sul Americano é composto por áreas úmidas, (JUNK, 2011). Estudos de Martini (2006) apontam que as áreas alagáveis da região do Médio Araguaia podem ser a maior área úmida contínua do Brasil. Segundo Marimon (2012), essa importante planície inundável é composta por um macrossistema formado por um complexo mosaico de áreas alagáveis, vegetação nativa e áreas antropizadas.

Apesar de sua grande extensão e potencial ecológico há uma lacuna no conhecimento de seus limites e insuficiência de ações visando à preservação desse ambiente já em grande parte degradado. A carência de estudos de algumas dessas áreas nos leva, por consequência, à insuficiência de dados que sirvam de parâmetros para ações de preservação e de uso racional de seus recursos. desses ambientes. Sabe-se que as áreas úmidas tem grande potencial ecológico, rica biodiversidade e são áreas muito sensíveis à antropização, todavia seus limites não são bem definidos (JUNK, 1993; NEIFF, 2003).

A delimitação desses ambientes pelos métodos tradicionais de levantamento topográfico torna-se impraticável, dada suas grandes extensões,

dificuldade de acesso e variação do nível de inundação ao longo do ano. Grande parte das AUs no Brasil são regidas por um pulso de inundação de caráter sazonal, essa oscilação periódica entre as fases terrestres e aquáticas impossibilitam fixar limites fixos e definir sua exata abrangência. Portanto é essencial se pensar em ações voltadas a sua conservação que incluam o ecótono formado pela faixa de transição entre as terras firmes e a calha regular da hidrografia perene.

Esta é a problemática que leva ao desenvolvimento deste estudo que tem por objetivo a detecção das áreas passíveis de inundação através de técnicas de sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas, utilizando imagens de satélite e modelos digitais de elevação que permitindo a criação de um mapa vetorial que contempla a área de abrangência dessas áreas em seu nível máximo para a bacia do Médio Araguaia.

O uso de imagens óticas de sistemas passivos e de Modelos Digitais de Elevação (MDEs) aliados aos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) constitui-se como subsídio fundamental para a identificação e caracterização dos diversos elementos da paisagem terrestre, sendo alternativa bastante viável para o estudo de bacias hidrográficas, permitindo sua delimitação, quantificação e análise temporal, e possibilitando o estudo da dinâmica de inundação a um custo relativamente baixo (JENSEN, 1996; RENNÓ, 2008; VALERIANO, 2011).

Na última década, muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidas utilizando técnicas de sensoriamento remoto e processamento digital de imagens para a detecção, classificação e delineamento de áreas úmidas. (MALTCHIK *et al.*, 2003, MELACK *et al.*, 2010, ALFAYA, 2012, EVANS *et al.*, 2012).

Deste modo, o principal objetivo deste estudo é desenvolver uma metodologia para o mapeamento das áreas úmidas da planície de inundação Bacia do Médio Araguaia baseado em dados do Satélite/Sensor Landsat 5 e Modelo Digital de Elevação (MDE-HAND) na escala 1:100.000.

A investigação empírica ora proposta, e cuja complexidade do tema toca as dimensões geopolítica, socioeconômica e ecológica, ainda que não se detenha demoradamente sob tais aspectos, serve como recurso técnico e teórico para se pensar a regularização do uso e da ocupação das Áreas Úmidas, de maneira que integre os sistemas produtivos das comunidades tradicionais e dos proprietários rurais à perspectiva da conservação ambiental.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. DEFINIÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS

Os sistemas rios-planícies de inundação compostos por áreas úmidas de planícies de inundação, regiões alagadas permanente ou temporariamente, reconhecidas por fornecer benefícios ecossistêmicos vitais relacionados a manutenção do ciclo da água em diferentes escalas também são responsáveis pelo armazenamento, abastecimento, purificação de água, tratamento de águas residuais, reposição de águas subterrâneas, retenção de sedimentos, recarga do nível de água do solo, regulação do clima local e regional e a manutenção de uma grande biodiversidade, sendo fundamentais para a qualidade de vida e para a economia (*INTECOL WETLAND WORKING GROUP, 2008*).

O valor destas áreas é inestimável e constitui-se em apoio a mitigação das mudanças climáticas. Novitzki *et al.*, (1996), Dugan (1993) e Patten (1990) descrevem detalhadamente os valores e benefícios das zonas úmidas para a ecologia global, flora, fauna, e para os seres humanos. Por esses motivos o Programa Mundial de Avaliação dos Recursos Hídricos das Nações Unidas, considera os valores dos benefícios do ecossistema de zonas úmidas normalmente mais elevados do que para outros tipos de ecossistemas (RUSSI, 2013).

A Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, conhecida como Convenção de RAMSAR, considera essenciais as funções ecológicas das zonas úmidas. O Brasil, como parte contratante, assumiu a obrigação de promover a conservação e proteção adequada dessas áreas e de sua flora e fauna, por ações locais, regionais, nacionais e internacionais.

A definição e classificação desses ambientes variam em todo o mundo. Cowardin *et al.* (1979) estabeleceram a definição oficial de AU utilizada pelo governo norte-americano, como “terras de transição entre os sistemas terrestres e aquáticos, onde o lençol freático é geralmente próximo da superfície ou o solo é coberto por água superficial”.

RAMSAR (2006) classifica as zonas úmidas em 42 tipos diferentes e apresenta a definição mais utilizada na maioria dos países, na íntegra: "áreas de

pântano, charco, turfa, áreas naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo de água do mar, cuja profundidade na maré baixa não exceda 6m”.

No Brasil, o novo código florestal (BRASIL, 2012) as define como os pantanais e superfícies terrestres cobertas de forma periódica por águas e/ou cobertas originalmente por florestas ou outras formas de vegetação adaptadas à inundação.

Para Junk *et al.* (1989) as áreas úmidas de planícies de inundação são aquelas “*episodicamente ou periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios ou lagos e/ou pela precipitação direta ou pelo afloramento do lençol freático, de forma que a biota responde ao ambiente físico-químico com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas e etológicas, gerando estruturas específicas e características dessas comunidades*”.

Segundo Vieira (2008), o estudo de AUs remete a “planície de inundação”. Esse termo é utilizado para caracterizar ambientes que apresentam de forma geral, um rio principal cujas águas extravasam periodicamente do canal principal e inundam uma grande variedade de ambientes terrestres e aquáticos. A planície de inundação é uma feição deposicional do vale do rio associada com um regime climático ou hidrológico particular da bacia de drenagem (LEOPOLD *et al.*, 1964).

2.2. DINÂMICA DE INUNDAÇÃO

As áreas de transição entre os ecossistemas aquáticos e terrestres podem ser consideradas como ecótonos (NEIFF, 2003; GILBERT *et al.*, 1995). Os ecótonos, ou zonas de transição entre áreas adjacentes e o grau de interação entre essas áreas (conectividade) são elementos estruturais e funcionais que resultam e contribuem para a dinâmica espaço-temporal de ecossistemas. Como consequência desses processos, a paisagem é constantemente modificada (ESTEVES, 1998).

Existe, ainda, certa dificuldade em determinar os limites espaciais do ecótono ripário ou transversal, uma vez que representam regiões de alta variância ao longo dos gradientes ambientais (SCHIEMER *et al.*, 1995)

Lima (1989) denomina de “área variável” as margens permanentes da rede hidrográfica, somadas as áreas que se originam do fenômeno de expansão das áreas saturadas durante períodos chuvosos prolongados, correspondendo, num sentido amplo, ao conceito de ecótono ripário.

Rocha *et al.* (2013) explicam que várias abordagens ecológicas aplicadas ao estudo de bacias hidrográficas foram sendo herdadas de outros conceitos ao longo do tempo, relativas a todos os processos no sistema fluvial, tais como o continuum geomorfológico (LEOPOLD *et al.*, 1964) e ecológico (VANNOTE *et al.*, 1980), a descontinuidade serial (WARD & STANFORD, 1983), o pulso de inundação (JUNK *et al.*, 1989), os corredores hiporréicos (STANFORD & WARD, 1993), dentre outros que buscam entender as interações hidrodinâmicas e biológicas entre os ambientes aquáticos e terrestres, e podem ser compreendidos como conceitos de conectividade.

Stanford & Ward (1993) propõem basicamente que a água move-se através de caminhos intersticiais subterrâneos, determinados em grande parte pela dinâmica geomorfológica das planícies alagáveis, modulando a paisagem dessas áreas. Esses autores propõem o conceito de "corredor hiporréico", que incorpora as interações do canal superficial com o aquífero nos modelos de continuidade dos rios.

Na planície de inundação, o movimento horizontal da água “transversal” ao curso do rio tem maior importância, pois as diferenças hipsométricas de poucos centímetros determinam que superfícies de centenas de quilômetros estejam inundadas ou secas (NEIFF, 2003).

Junk (1997) explica que as planícies de inundação se alternam entre sistemas abertos de transporte e sistemas fechados e acumulativos. Na época da vazante, os corpos d’água lênticos são sistemas lacustres e acumulativos. Conforme a elevação do nível de água do rio, estes ambientes assumem a função de reservatórios, podendo no período de cheia se tornar canais de transporte de água. A duração desse período é consequência do ritmo do pulso de inundação, que é baseado nas características hidrológicas do rio e na sua bacia de drenagem e planície de inundação.

A inundação sazonal, com seus ciclos de enchente, cheia, vazante e seca, é chamada de pulso de inundação. A alternância entre ambiente terrestre e

aquático faz com que esse tipo de ambiente seja diferenciado em relação a outras áreas úmidas, que tem um nível de água relativamente constante (JUNK, 1997).

Essa alternância entre os períodos de inundação e recessão das águas resulta em grandes variações no nível da água, promovendo grandes transformações nos habitats, em ciclos sazonais de lântico para lótico, e novamente para lântico, e do mesmo modo de terrestre para aquático, o que os tornam altamente complexos, no sentido da hidrodinâmica, conectividade e processos geoecológicos (THOMAZ *et al.*, 1997).

Tomando-se como referência o regime alternado da hidrologia do sistema e as feições geomorfológicas, dois tipos de ambientes podem ser característicos: os ambientes terrestres, que na verdade são inundados em uma parte do ano, e, por conseguinte, melhor definidos como ZTAT - Zona de Transição Aquático-Terrestre de Junk *et al.* (1989) e os Corpos Aquáticos Perenes (ROCHA, 2010).

Apesar do grande potencial para manutenção de benefícios ecossistêmicos essenciais, as zonas úmidas estão sendo degradadas a um ritmo alarmante, causando um enorme impacto social e econômico, seja pelo aumento de risco de inundações, pela diminuição da qualidade da água, ou pelos danos causados em sua rica biodiversidade (RUSSI *et al.*, 2013). Estas áreas estão entre os habitats mais ameaçados pela mudança climática, devido à sua alta sensibilidade para de seu regime hídrico (JUNK, 2011).

Essa degradação vem ocorrendo pelo uso antrópico indiscriminado, principalmente devido a práticas agrícolas e de conversão de terras (BRULAND, 2008). Essas ações desencadeiam uma série de alterações significativas no meio físico e no ciclo da água. O regime hídrico é diretamente afetado pela situação, dinâmica e manejo da vegetação, que podem contribuir tanto para sua manutenção e circulação ou para sua indisponibilidade no planeta (VIEIRA, 2000).

Estimativas sugerem que, desde 1900, o planeta tenha perdido cerca de 50% das suas áreas úmidas (DUGAN, 1993; OECD, 1996; UNWWAP, 2003), porém, esses valores carecem de uma validação, uma vez que não existem dados precisos sobre a extensão exata das áreas úmidas. Estima-se que recubram entre 8,3 e 10,2 milhões de km² da superfície da terra (MITSCH *et al.*, 2009).

Para Finlayson *et al.* (1999) a extensão global das zonas úmidas varia de 7,48 a 7,78 milhões de km², porém esses números excluem muitos tipos de áreas úmidas. Estimativas globais anteriormente publicados variam de 5,3 a 9,7 milhões de km² (MATTHEWS & FUNG, 1987; ASELMANN & CRUTZEN; 1989). Mas para Prigent *et al.* (2012), somente as regiões alagadas que chegam até 2 metros de profundidade (*Open Water Wetlands*) podem cobrir um área global de 5,7 milhões de km², se considerando os períodos de inundação sazonal.

A América do Sul tem vastas áreas de pântano em um total estimado de 1,52 milhões de km² de zonas úmidas de água doce. (ASELMANN & CRUTZEN, 1989).

2.3. DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS ÚMIDAS

As grandes discrepâncias existentes nas estimativas das extensões das AUs podem ser atribuídas a fatores como diferenças na definição das zonas úmidas, as técnicas utilizadas para coletar e interpretar os dados e a escala utilizada nas análises (SPIERS *et al.*, 1999). Impossibilitando uma avaliação precisa uma vez que esses números são replicações de publicações anteriores e/ou não descrevem claramente os métodos utilizados e a precisão e confiabilidade dos dados, especialmente em relação à determinação dos limites de zonas úmidas sazonais com inundações intermitentes (FINLAYSON *et al.*, 1999).

Hamilton *et al.* (2002) através de análises da diferença de polarização de 37 GHz, utilizando dados do Sensor Scanning Multichannel Microwave Radiometer (SMMR) do Satélite Nimbus-7 encontrou uma área sujeita a inundações máxima anual de 58,550 km² apenas para a ilha do Bananal. O autor ainda lembra que é extensa a planície contígua a montante da ilha na latitude 15 S.

Os dados obtidos das cartas topográficas na escala 1:250.000, do mapeamento topográfico sistemático, disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – (IBGE) em dezembro de 2013 contabilizam uma extensão de 71.800 km² na região do Médio Araguaia. (IBGE, 2013).

As áreas úmidas, de maneira geral, têm sido objeto de discussões técnicas e doutrinárias pela falta de clara definição do seu status legal. O Brasil, que tem cerca de 20% de seu território formado por áreas úmidas (JUNK, 1993), apenas recentemente teve incluído o conceito de áreas úmidas em sua legislação

federal, através da Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012 alterada pela Lei 12.727 de 17 de outubro de 2012.

A Lei nº 12.651 estabelece as mudanças no Código Florestal Brasileiro, em seu Artigo 6º, considerando área de preservação permanente (APP= *área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas*), quando declaradas de interesse social por ato do Chefe do Poder Executivo, as áreas cobertas com florestas ou outras formas de vegetação destinadas a conter a erosão do solo e mitigar riscos de enchentes e deslizamentos de terra e de rocha; e quando no Artigo 4º menciona: *abrigar exemplares da fauna ou da flora ameaçados de extinção; proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico, cultural ou histórico e proteger as veredas, várzeas e áreas úmidas, especialmente as de importância internacional* (BRASIL, 2012). No entanto, não regulamenta limites de faixa protetiva.

Nesse contexto surge a necessidade de delimitar com maior precisão as AUs, pois, a ausência de delimitação impede qualquer planejamento ou dificulta o desenvolvimento de planos e projetos de preservação para esses ambientes. Wilen & Tiner (1993) explicam que são necessários métodos padronizados para garantir a precisão da identificação das zonas úmidas e dos seus limites. Tais métodos, regulados pelo conhecimento técnico-científico capaz de identificar com precisão zonas úmidas, deve ter seus resultados reproduzíveis por qualquer pesquisador, independente do tempo de observação, além de ser prático em seu uso.

Segundo INAU (2013): *“A extensão de uma AU é determinada pelo limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior. Os limites externos são indicados pelo solo hidromórfico, e/ou pela presença permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados”*.

A delimitação adequada de bacias hidrográficas é fundamental para o planejamento desse trabalho. Gomes & Lobão (2009) reconhecem as limitações dos métodos manuais de delimitação e codificação de bacias, por serem métodos subjetivos. Atualmente são comumente utilizados dados em formato digital, principalmente a partir de Modelos Digitais de Elevação. Para os autores a Ottobacia é o modelo de classificação mais adequado para se trabalhar em sistemas computacionais. Portanto para a delimitação da área deste estudo utilizou-se as chamadas Ottobacias, são áreas de contribuição dos trechos da rede hidrográfica codificadas segundo o método desenvolvido por Otto Pfafstetter (1989), baseado em um método hierárquico que tem como base a topografia do terreno, e é adotado por diversas instituições e órgãos governamentais (RUPERT, 2000).

A delimitação das bacias é feita a partir da identificação do rio principal, considerando como rio principal o que possuir a maior área drenada e não o que possuir maior deflúvio anual, como é considerado em muitos estudos. Isso se dá porque a identificação do rio de maior deflúvio demanda um estudo histórico da área e nem sempre esse levantamento é possível.

2.4. SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO A DETECÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS.

A delimitação *in situ* das áreas úmidas constitui-se numa das maiores dificuldades no estudo de planícies de inundação. No caso da planície de inundação do Médio Araguaia, essa dificuldade aumenta devido à sua grande extensão, variação da sazonalidade, fragmentação, complexidade e acessibilidade.

Tais dificuldades são compensadas pelo uso de geotecnologias como recurso à aproximação do objeto de estudo. Em muitos casos, a tecnologia de sensoriamento remoto oferece a única abordagem confiável para determinar informações paisagem em grandes áreas (RUNDQUIST *et al.*, 2001; KERR & OSTROVSKY, 2003).

As imagens de satélite oferecem vantagens bem documentadas desde que começaram a ser utilizadas, pois permitem uma visão sinóptica de todo o bioma. Estas imagens também oferecem variedade de dados multiespectrais, vasta cobertura temporal e baixo custo de aplicação (VAN DER MEER *et al.*, 2002), e

são uma ferramenta importante para estudar terrenos morfologicamente complexos e ecossistemas normalmente inacessíveis.

As várias plataformas orbitais em operação oferecem imagens com diferentes opções de resolução espacial, temporal, espectral e radiométrica, de acordo com as necessidades de cada aplicação. Em especial, destaca-se o sensor Landsat 5 TM, utilizado no presente estudo.

O sensor TM possui sete bandas espectrais, compreendendo três bandas na região do visível, uma banda no infravermelho próximo, duas bandas no infravermelho médio e uma banda no infravermelho termal. A resolução nominal destas bandas é de 30 metros, com exceção da banda termal, com 120m. Informações detalhadas sobre as faixas espectrais deste sensor podem ser encontradas na Tabela 1.

Tabela 1 – Características dos sensores Landsat 5 TM

Landsat 5 TM	
Órbita	Heliossíncrona
Altitude	705 km
Bandas	7
Resolução Espacial 30m	30 m
Resolução Temporal	16 dias
Resolução Radiométrica	8 bits
Área de cobertura por cena	185 km

Estudos em áreas úmidas obtiveram bons resultados através do uso de imagens de satélites da família Landsat realizados por Seevers *et al.* (1975), Gilmer *et al.* (1980), Turner & Rundquist (1981), Jensen *et al.* (1986), Smith (1997) e Munyati (2000). Outros estudos utilizaram com sucesso a classificação multiespectral supervisionada em dados de sensoriamento remoto para delinear limites de água (MANAVALAN *et al.*, 1993; LEE *et al.*, 1995).

O uso de geotecnologias tem contribuído consideravelmente para a análise das zonas úmidas, como os descritos nos trabalhos; Davranche *et al.* (2010) na França; de Dezetter *et al.* (2011) na África; Gong *et al.* (2011) na China e Powers *et al.* (2012), no Canadá. No Brasil técnicas de geoprocessamento foram utilizadas no mapeamento do Pantanal (HAMILTON *et al.*, 1996), do semiárido Brasileiro (MALTCHIK, 1999), do Araguaia (HAMILTON *et al.*, 2002), do Rio

Grande do Sul (MALTCHIK *et al.*, 2003), das grandes AUs amazônicas (MELACK *et al.*, 2010, ALFAYA, 2012), e do Pantanal (EVANS *et al.*, 2012), Estas técnicas permitem determinar a extensão dessas áreas durante diferentes períodos do ciclo hidrológico.

Mapas globais ou continentais de cobertura do solo derivado de dados ópticos de resolução espacial mais grosseira enfatizaram a cobertura de terra-firme em detrimento às classes de zonas úmidas (HANSEN *et al.*, 2000; STONE *et al.*, 1994) ou as subestimaram significativamente. (LOVELAND *et al.*, 2000).

Os sensores ópticos como Landsat Thematic Mapper foram utilizados para mapear a vegetação de zonas úmidas na Amazônia (MERTES *et al.*, 1995; NOVO e SHIMABUKURO, 1997), mas segundo Hess *et al.* (1990) são limitados pelo fato de que muitas vezes a vegetação cobre as águas subjacentes e a presença de nuvens ou fumaça frequentemente ocultam o terreno.

A presença de água sob o dossel vegetativo pode ser muito dinâmica, mudando em profundidade, nível da turbidez e/ou na produção de algas, e extensão espacial ao longo do tempo, um potencial problema para aqueles que analisam os dados orbitais e sensores aerotransportados. (RUNDQUIST *et al.*, 2001).

Entretanto, a frequente cobertura de nuvens sobre a bacia hidrográfica e as variações sazonais de seus ambientes constituem-se em desafios para o estudo das características ecológicas de águas abertas e da vegetação de planícies de inundação a partir de sensoriamento remoto. Essas dificuldades podem ser contornadas com o uso de sensores ativos, os quais revelam a complexidade da topografia na região (HESS *et al.*, 2003; MELACK & HESS, 2004). Contudo o acesso aos dados de radar são menos acessíveis, por este motivo a utilização de dados de Modelos Digitais de Elevação (MDEs), se mostra como alternativa para a delimitação das áreas alagáveis de planícies de inundação, (RABUS *et al.*, 2003).

2.4.1. Modelo Digital de Elevação

As Imagens do Sensor Landsat 5 TM podem revelar propriedades espectrais detalhadas do dossel da floresta (WULDER, 1998), mas raramente permitem encontrar correspondência exata das características do dossel com solos

e hidrologia local. As matas ciliares com dossel densas, sazonalmente inundadas, não são facilmente distinguíveis das florestas de terra-firme não inundáveis pelas características espectrais dessas imagens (NOVO *et al.*, 1997).

As imagens ópticas podem sugerir relevo (GUYOT *et al.*, 1989; NOBRE *et al.*, 1998) mas não tem a capacidade de descrevê-lo quantitativamente. O uso de Modelos Digitais de Elevação com informações de relevo, que são representados por uma estrutura numérica de dados correspondente à distribuição espacial da altitude e da superfície do terreno, possibilita um levantamento rápido e detalhado de uma determinada bacia, incluindo as de médio e grande porte. OS MDEs tornam possível apresentação do relevo em 3D, modelagem hidrológica e uma diversidade de cálculos matemáticos (declividade, elevação, áreas, polígonos, comprimento, etc.) (COELHO, 2007).

Imagens estéreo-ópticas podem ser usadas para produzir modelos de elevação digital (MDE), no entanto o custo e a dificuldade de obtenção de cobertura livre de nuvens para muitas áreas do mundo, agravados com a exigência de ângulos solares abaixo de 25 ° (a partir de Nadir) para evitar longas sombras (JACOBSEN, 2003), tem limitado as possibilidades de produzir DEM de grandes áreas contínuas (HIRANO *et al.*, 2003).

Nesse sentido, dentre os MDE disponíveis, o modelo de elevação digital global ASTER Global DEM (GDEM) e o Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) se destacam pela facilidade de aquisição. O modelo de elevação GDEM, produzido a partir de dados estereoscópicos adquiridos pelo Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER), com as bandas 3N (nadir) e 3B (backward) correspondentes a faixa do infravermelho próximo (0,78 – 0,86 µm) (YAMAGUCHI *et al.*, 1999).

O GDEM possui algumas vantagens em relação aos dados do SRTM, pois a construção de um produto com 30m de resolução espacial é feita de forma direta, sem a necessidade de interpolação (RODRIGUES *et al.*, 2010).

O MDE do SRTM gerado a partir de técnicas de interferometria abrange 80% da superfície terrestre e também é disponibilizado gratuitamente. Os dados brutos foram processados pela NASA e, apesar de obtidos com resolução espacial de 1 segundo de arco (aproximadamente 30m no Equador), estão disponíveis com este nível de detalhe apenas para a área dos Estados Unidos. Para

os outros países, houve reamostragem dos dados para 3 segundos de arco (aproximadamente 90 m) de resolução espacial (GROHMANN *et al.*, 2008), o que pode ser considerado razoável para escalas pequenas ou médias, mas não é aconselhado para estudos detalhados. O produto final possui precisão vertical global de ± 16 m e horizontal de ± 20 m (RABUS *et al.*, 2003). Para a América do Sul, a precisão vertical é de 6,2 m e a horizontal de 9,0 m (RODRIGUEZ *et al.*, 2006).

Oliveira Rodrigues (2011) lembra que por atuar na região de microondas do espectro eletromagnético, o radar não precisa de luz solar para o imageamento e sofre pouca influência das condições atmosféricas, possibilitando a elaboração de mapas topográficos em regiões com condições atmosféricas desfavoráveis (PIC *et al.*, 2007), como é o caso da Região do Médio Araguaia.

Porém, por se tratar de um dado de banda C o MDE gerado não é fiel à topografia, pois, sofre influência da vegetação (KELLNDORFER *et al.*, 2004). Assim, como lembra Valeriano *et al.* (2005), em áreas com cobertura florestal o dossel é um importante fator a ser considerado na modelagem do relevo a partir de dados extraídos do SRTM.

Kulawardhana *et al.* (2008) utilizaram o SRTM e imagens do sensor ETM+ do Landsat para classificação de áreas úmidas na África do Sul obtendo uma acurácia no mapeamento de 86,4%.

Valeriano (2011), através de classes de altura obtidas pelo SRTM encontrou compatibilidade com a distribuição da vegetação de cerrado no Pantanal Matogrossense, segundo o autor, entre as características indesejáveis do ponto de vista da modelagem topográfica, a sensibilidade a quaisquer objetos presentes sobre a superfície do terreno, tais como cobertura vegetal, dificulta a percepção da superfície do terreno em si.

Devido a imprecisões relativas no valor altimétrico presentes nos MDE ASTER e SRTM (MICELI *et al.*, 2011), o que faz que os pixels de menor altitude e conseqüentemente a hidrografia resultante não coincidam com o percurso real dos rios em trechos com baixa declividade.

2.4.2. Algoritmo Descritor do Terreno Height Above The Neareast Drainage - HAND

O algoritmo descritor do terreno HAND pode ser uma alternativa para o mapeamento de áreas alagáveis da planície de inundação, principalmente em planícies extensas como a do Araguaia. O Modelo HAND (Height Above the Neareast Drainage) utiliza as informações topográficas do MDE do SRTM para extrair informações hidrológicamente consistentes de uma área (RENNÓ *et al.* 2008).

O HAND mede a diferença altimétrica entre qualquer ponto da grade do MDT e o respectivo ponto de escoamento na drenagem mais próxima, considerando a trajetória superficial de fluxo que liga topologicamente os pontos da superfície com a rede de drenagem. O resultado é uma grade representando a normalização do MDT com relação à drenagem. Nesse caso, todos os pontos ao longo da rede de drenagem, por serem pontos de referência final de altura, possuem cota zero (RENNÓ *et al.*, 2008).

Zhou & Liu (2002) explicam que as direções de fluxo podem ser representadas usando diferentes abordagens, para um MDE representada por uma grade, o método mais simples e amplamente utilizado para determinar a direção do fluxo é designado D8 (oito direções de fluxo), inicialmente proposto por O'Callaghan & Mark (1984). Neste método, o ponto da grade de cada fluxo é atribuído a um dos seus oito vizinhos, para o mais íngreme declive descendente. O resultado é uma grade chamada *Local Drain Directions* - LDD (Direções de drenagem locais), cujos valores representam claramente a ligação para o vizinho descendente.

O HAND é um descritor do terreno com potencial extremamente útil para estudos aplicados a identificação do nível do lençol freático e de unidade de relevo, pois, o modelo consiste numa normalização topográfica que utiliza a rede de drenagem como referência relativa e possui capacidade para, entre outras coisas, prever a profundidade do lençol freático a partir apenas da topografia digital ou modelo de elevação. Esse modelo permite indicar a umidade do solo através de mapas topológicos de ambientes hidrológicamente relevantes,

produzindo mapas com forte significado ecológico e geomorfológico (SILVA *et al.*, 2011).

Os terrenos no entorno aos cursos d'água tendem a possuir lençol freático superficial, o qual se aprofunda à medida em que aumenta o desnível relativo da superfície à drenagem mais próxima. Assim, o modelo indiretamente descreve os terrenos de acordo com a profundidade do lençol freático. Embora a Grade HAND perca a referência de altura ao nível do mar, aumenta significativas variações relativas locais de altura.

Para a geração de mapas geomorfológicos é essencial a aplicação de um limiar de drenagem baseando-se em critérios específicos, pois um limiar aplicado de forma subjetiva pode levar à superestimativa ou subestimativa da dimensão de ambientes com solos muito ou pouco saturados. A dificuldade de escolha de um limiar adequado às condições hidrológicas de uma área torna-se mais difícil para áreas extensas, pela maior complexidade encontrada na paisagem (SILVA, 2013).

Rennó *et al.* (2008) realizaram testes com o MDE-HAND em áreas da bacia amazônica, e obtiveram forte correlação entre o modelo e as condições de água no solo, como as classes de profundidade do lençol freático, e topografia local. Alfaya (2012) avaliou o uso de dados SRTM e o descritor HAND para mapear as áreas alagadas da calha do rio Solimões-Amazonas, utilizando análise baseada em objeto. Foi feita uma análise detalhada, utilizando áreas testes e uma análise do índice kappa pelo método de Monte Carlo, cujos resultados revelam que os dados e o método utilizados são promissores para esse tipo de mapeamento e de área de estudo.

Silva (2013), comparando o modelo HAND gerado através do GDEM e SRTM constatou que o modelo SRTM- HAND delimitou mais áreas suscetíveis à inundação do que o ASTER-HAND.

2.4.3. Processamento Digital de Imagens de Satélite

A energia eletromagnética ao atravessar a atmosfera pode ser parcialmente absorvida, refletida ou espalhada pelas partículas em suspensão, causada principalmente pelo vapor de água. Moran *et al.* (1992) enfatizam que, para se obter melhores resultados nos dados de sensoriamento remoto, os números

digitais das bandas orbitais devem ser convertidos em reflectâncias, que são quantidades físicas independentes de condições atmosféricas.

Outras distorções podem ocorrer devido à geometria da iluminação (elevação e azimute do sol), declividade e topografia do terreno e assim mascarar o sinal registrado pelo sensor podendo não corresponder à verdadeira radiância desse local, atenuando o sinal pela absorção ou desviado pela dispersão das partículas da atmosfera. No processo de espalhamento a imagem ganha brilho, enquanto a absorção subtrai brilho.

Segundo Gürtler *et al.* (2003), se a classificação for executada em cada imagem separadamente a correção atmosférica é desnecessária. Já para Matthew (2002) a radiação eletromagnética interage com a atmosfera causando alterações no fluxo radiante, sendo desejável a realização de compensação ou atenuação dos efeitos atmosféricos através de correção atmosférica.

A calibração radiométrica é indispensável para a conversão dos números digitais em valores físicos, recuperando os valores de radiância e reflectância aparente da imagem (CHAVEZ, 1988). Esse procedimento normaliza a resposta espectral em imagens obtidas em diferentes datas, aumentando assim a validade e compreensão dos resultados, minimizando as variações presentes durante a aquisição das cenas (BENTZ, 1990).

Os parâmetros de calibração radiométrica são definidos na fase de calibração, que antecede o lançamento do sensor, e são atualizados periodicamente enquanto o sistema está em órbita (CARVALHO, 2002).

A transformação dos números digitais para valores de radiância compensa as diferenças entre ganhos e *off-set* de cada banda espectral. Já a conversão desses valores de radiância em valores de reflectância compensa as diferenças quanto à irradiância solar no topo da atmosfera e o ângulo de incidência da radiação sobre o alvo, no momento da aquisição da imagem. Desta forma, a transformação para dados de reflectância aparente é mais eficiente para reduzir a variabilidade da resposta espectral (NELSON, 1985).

Com os efeitos de degradação das imagens minimizados é possível aplicar índices extraídos através de matemática entre bandas espectrais para detecção elementos específicos da paisagem. Dentre as diversas técnicas utilizadas para classificar os diferentes alvos da superfície estão a transformação

Tasseled Cap, o Índice Normalizado de Diferença de Água (*Normalized Difference Water Index*, NDWI) e o Índice Normalizado de Diferença de Água Modificado (*Modified Normalized Difference Water Index*, MNDWI).

2.4.4. Transformação *Tasseled Cap*

A transformação de Kauth-Thomas (1976), ou *Tasseled Cap* foi desenvolvida originalmente para aplicação nas bandas do antigo sensor Landsat MSS (CRIST & CICONE, 1984a). Posteriormente com a disponibilidade das bandas do sensor TM do Landsat 5, Crist & Cicone (1984b) relataram novas componentes onde no lugar do índice “*Third*” passou a figurar o índice correspondendo à umidade “*Wetness*”, o qual estaria relacionado ao conteúdo de umidade da vegetação e do solo, nitidamente vinculado a banda do infravermelho médio.

Esta transformação utiliza uma matriz de autovetores definidos de maneira a dividir a informação relativa à determinadas características de cena em planos distintos, que revelam as estruturas básicas subjacentes à distribuição espectral dos dados. A transformação é aplicada para as seis bandas do Landsat 5-TM (excluindo-se a banda termal) e resulta em 6 componentes das quais somente as três primeiras apresentam significado biofísico.

O primeiro componente, denominado *Brightness* (brilho), é uma soma ponderada de todas as bandas e está relacionado à variação espectral do solo, conseqüentemente em processos que afetam esta propriedade, tais como mudanças na distribuição de tamanho das partículas do solo.

O segundo componente é chamado de *Greenness* (verdor) e é representada como um contraste entre a soma das bandas do visível e do infravermelho próximo. Esta componente está diretamente relacionada à variáveis associadas à cobertura vegetal.

O terceiro componente, que recebe o nome de *Wetness* (umedecimento), contrasta a soma das bandas do visível e infravermelho próximo com a soma das bandas do infravermelho médio. Esta banda expressa primariamente a umidade do solo e em menor grau o status hídrico da vegetação. (SILVA, 2004; GLERIANI *et al.*, 2003).

A combinação destas três componentes define dois planos fundamentais: o “Plano da Vegetação”, formado pelas componentes *Brightness* e *Greenness*, e o “Plano dos Solos” formado pelas componentes de *Brightness* e *Wetness*.

As equações a seguir descrevem os índices “Brightness” (BR), “Greenness” (GR) e “Wetness” (WT), para o Landsat TM:

$$BR = 0,3037 \times tm1 + 0,2793 \times tm2 + 0,4743 \times tm3 + 0,5585 \times tm4 + 0,5082 \times tm5 + 0,1863 \times tm7 \quad (1)$$

$$GR = -0,2848 \times tm1 + 0,2435 \times tm2 + 0,5436 \times tm3 + 0,7243 \times tm4 + 0,0840 \times tm5 + 0,1800 \times tm7 \quad (2)$$

$$WT = 0,1509 \times tm1 + 0,1973 \times tm2 + 0,3279 \times tm3 + 0,3406 \times tm4 - 0,7112 \times tm5 - 0,4572 \times tm7 \quad (3)$$

Maiores detalhes sobre a transformação TC podem ser encontradas em estudos de Jackson (1983) que o descreveu detalhadamente.

Essa transformação ainda traz a vantagens de efetuar a normalização radiométrica das imagens, uma vez que em aplicações multitemporais é desejável eliminar o efeito variável da atmosfera e dos ângulos solares, bem como da degradação de detectores. O princípio da ortogonalidade entre as componentes também garante que feições situadas em determinadas regiões do gráfico tenham pouca variação espectral (HALL *et al.*, 1991).

2.4.5. Índices de Umidade

A utilização de sensoriamento remoto para o estudo da cobertura do solo muitas vezes se serve do auxílio de índices derivados da informação espectral contida nas imagens. Estes índices normalmente são formados a partir de combinações de dados espectrais de duas ou mais bandas.

Para a identificação de áreas úmidas os índices mais utilizados são o índice de umidade por Diferença Normalizada (Normalized Difference Water Index – NDWI).

McFeeters (1996) desenvolveu o NDWI, que constitui-se em uma relação entre medidas espectrais de reflectância de duas bandas, a do infravermelho próximo e a do verde.

Gao (1996) propôs um índice de diferença normalizada, usando o infravermelho próximo e infravermelho médio correspondendo as bandas 4 e 5 do sensor TM do Landsat 5.

O Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI), proposto por Xu (2006), mantém a banda verde e substitui a banda do infravermelho próximo pela banda do infravermelho médio. O autor afirma que o MNDWI amplia consideravelmente a relação entre a água com áreas urbanas, solo exposto e vegetação, aumentando os valores de características da água, que tendem a ser mais positivos, e diminuindo os valores das áreas edificadas, solo exposto e vegetação que tendem a possuir valores de níveis digitais mais baixos.

Apesar de resultados comprovados para o uso dos índices acima descritos, estudos de Durán *et al.* (2010) para delimitação e discriminação das áreas com presença de água e umidade comparou a Transformação *Tasseled Cap* com estes diferentes índices, concluindo que o *Tasseled Cap* teve melhor desempenho, tanto para imagens de épocas de verão como de inverno.

2.4.6. Classificação Digital de Imagens

Técnicas de classificação digital de imagens são procedimentos utilizados para separar e identificar alvos na superfície terrestre utilizando sistemas eletrônicos, descrevendo o tipo de cobertura no terreno (CRÓSTA, 1993).

Jensen (1996) afirma que a classificação automática é um dos procedimentos de extração de informação de imagens digitais mais utilizados em sensoriamento remoto. Este procedimento consiste em atribuir classes do mundo real aos pixels das imagens segundo uma regra de decisão, através de diferentes métodos e algoritmos. Grande parte dos classificadores de imagens digitais disponíveis foram desenvolvidos para classificação de imagens óticas multiespectrais, sendo, na sua maioria, classificadores do tipo por pixel, onde cada pixel é atribuído a uma determinada classe pertencente ao mundo real (MATHER, 1999).

O algoritmo de classificação baseado em Máquinas de Vetor de Suporte (*Support Vector Machines* - SVM) faz parte do grupo de classificadores não-paramétricos que possuem como principal vantagem o poder de reduzir simultaneamente os erros empíricos de classificação e maximizar a separação entre as classes espectrais (COSTA *et al.*, 2010).

O SVM é um sistema de classificação derivado da teoria de aprendizagem por análise estatística, e separa as classes através de uma superfície de decisão conhecida como o hiperplano ideal, e os pontos próximos à margem do hiperplano ideal chamam-se vetores de suporte. Neste método, a partir de um espaço de entrada de padrões não-linearmente separáveis, é formado um novo espaço de características, em outra dimensão, onde os padrões são linearmente separáveis (VAPNIK, 1995a,b; SOUZA *et al.*, 2009). Este algoritmo permite a classificação de dados de sensoriamento remoto, que geralmente são não linearmente separáveis no espaço de entrada (GIDUDU, 2007).

A partir do parâmetro de penalidade (γ), é possível controlar tanto o rigor ou permissividade do hiperplano, como a aceitação ou rejeição de erros de treinamento contidos nas amostras (Fig. 1).

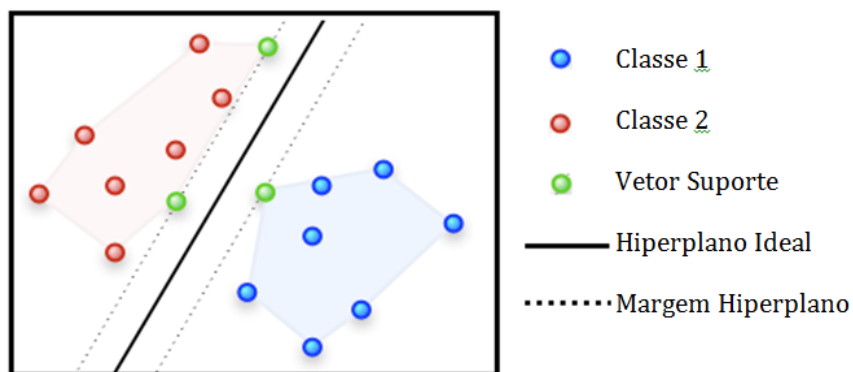


Figura 1 - Hiperplano de separação entre classes espectrais em um classificador SVM.

2.4.7. Validação do Mapeamento

O processo de validação refere-se a um processo de avaliação, por meio de um método independente da qualidade de um produto gerado (JUSTICE *et al.*, 2000). Sendo assim, mapas ou interpretações produzidos por sensores TM Landsat ou similares, com resolução espacial decimétrica, podem ser validados,

por exemplo, por meio de campanhas de campo, fotografias aéreas ou imagens com resolução espacial mais refinada (MORISSETTE *et al.*, 2003).

A avaliação da acurácia foi obtida por meio dos coeficientes de concordância obtidos através de uma matriz de confusão. A Matriz de Confusão ou de Erros é usada para avaliar o resultado de uma classificação. É uma matriz quadrada de números que expressam a quantidade de unidades amostrais, associada a uma dada categoria durante o processo de classificação efetuado, e à categoria real a que pertencem essas unidades (CONGALTON, 1991). Para isso ela compara os dados da verdade de campo com os da classificação, agrupando-os. Um subproduto da matriz de confusão, que auxilia na avaliação do classificador é o coeficiente kappa. Uma das vantagens alegadas para uso do kappa é de que ele incorpora a informação dos pixels mal classificados, e não apenas dos bem classificados como a exatidão global (MANGABEIRA, 2003).

O coeficiente *kappa* consiste em uma medida geral da acurácia de classificação, e é dado por:

$$k = \frac{N \times \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r x_{1+} x_{+i}}{N^2 - \sum_{i=1}^r x_{i+} x_{+i}}$$

Onde N é o número total de pixels na imagem, x_{ii} são os elementos diagonais da matriz, e x_{i+} e x_{+i} representam os totais das linhas e colunas da matriz. O coeficiente kappa varia entre 0 e 1, sendo valores acima de 0,75 considerados “muito bons a excelentes”, e valores abaixo de 0,4 considerados “ruins” (MATHER, 1999).

Em resumo, a exatidão global seria um índice que superestima a acurácia da classificação, e o kappa seria uma avaliação mais adequada, pois calcula o grau de acerto da classificação, descontando o efeito dos acertos esperados simplesmente por fatores aleatórios.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO ESTUDO

Para o presente trabalho, a área de estudo foi limitada à planície de inundação da região do Médio Araguaia, subdivisão Bacia do Rio Araguaia, inserida na região hidrográfica Tocantins-Araguaia, segundo definição do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

A planície de inundação está localizada entre as Latitudes 5°S e 16°S e Longitudes 47°30'W e 52°30'W, e é a maior bacia hidrográfica exclusivamente brasileira, estendendo-se desde a cidade de Registro do Araguaia (GO) até Conceição do Araguaia –Tocantins (TO) com 1.160 km de extensão (Fig. 2). O Rio Araguaia possui suas nascentes na Serra dos Caiapós, nos Estados do Mato Grosso e Goiás, e percorre rumo ao norte, com extensão de \approx 2100 km. onde se encontra com o rio Tocantins. Este rio abrange ainda porções do estado do Mato Grosso e Pará. Destaca-se, nesta bacia, a Ilha do Bananal, considerada a maior ilha fluvial do mundo, com cerca de 20 mil hectares.

Latrubesse & Stevaux (2002), utilizando critérios geomorfológicos, estabeleceram uma divisão para a Bacia do Araguaia em três unidades: alto, médio e baixo Araguaia.

O terreno por onde drena o alto rio Araguaia apresenta altitudes que variam desde suas nascentes (Serra dos Caiapós) de \approx 1000 metros a \approx 300 metros na cidade de Barra do Garças (MT). No trecho entre Barra do Garças até a divisa com o médio Araguaia, o rio flui por terrenos com altitudes variando \approx 300 a \approx 280 metros (largura do canal em média é de 150 metros). O início do médio Araguaia caracteriza-se por apresentar já uma planície fluvial, onde o rio trabalha lateralmente e verticalmente contribuindo com o aporte e remoção de sedimentos aluvionares.

Durante o médio Araguaia o rio apresenta larguras de \approx 300 metros no início do seu trecho médio a \approx 1100 metros próximo ao baixo rio Araguaia. A planície fluvial neste trecho varia de \approx 3 km a \approx 12 km de extensão. Deste ponto até o baixo rio Araguaia o rio flui por terrenos variando de \approx 280 a \approx 130 metros de altitudes em Conceição do Araguaia (PA), trecho em que o rio alterna para o baixo Araguaia, marcando o desaparecimento da planície fluvial.

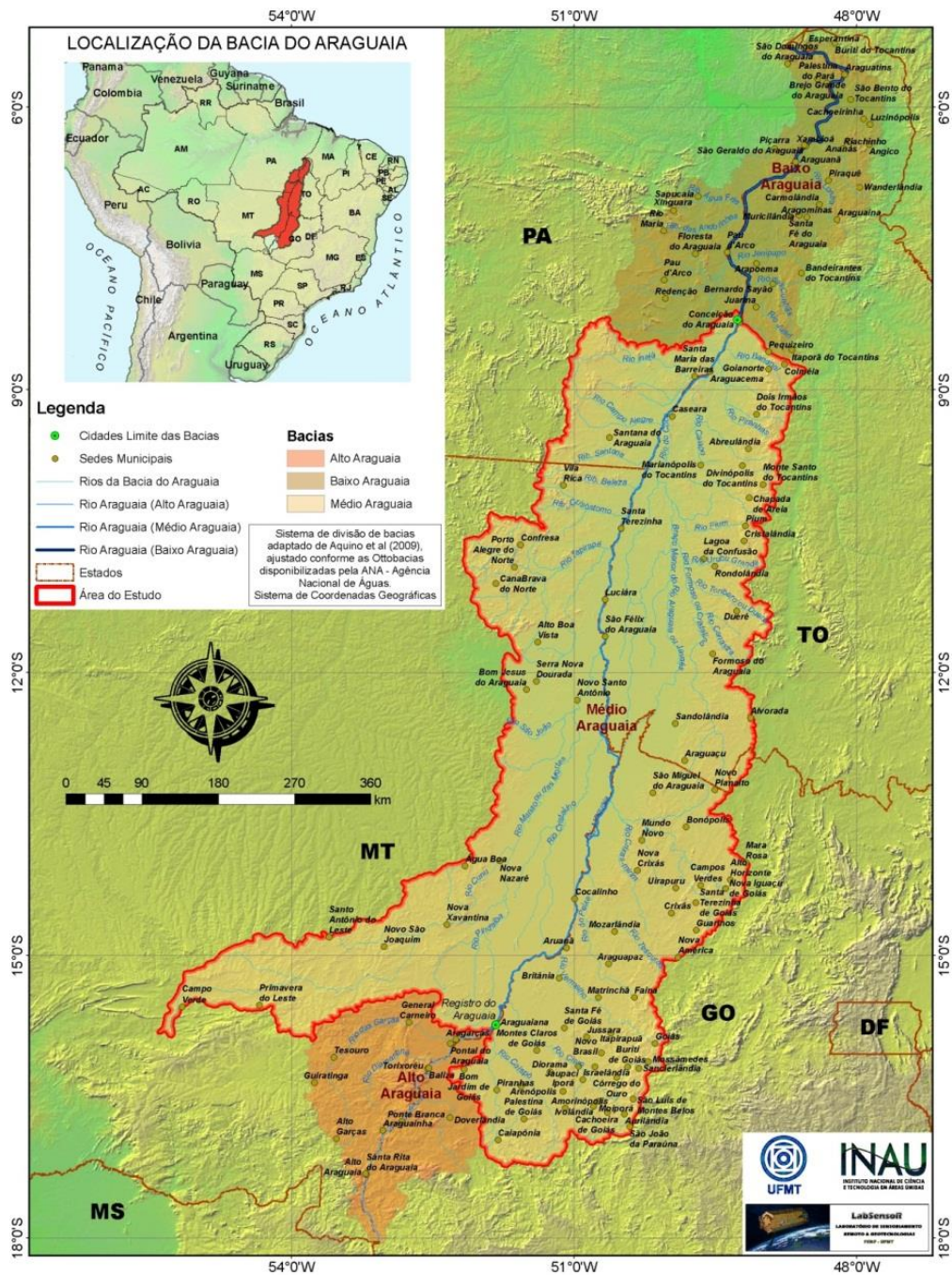


Figura 2 – Área de Estudo com as bacias do Alto, Médio e Baixo Araguaia.

No baixo Araguaia, trecho em que não ocorre desenvolvimento de planície fluvial o rio flui por terrenos com altitudes entre ≈ 130 a ≈ 100 metros, até seu encontro com o rio Tocantins (CARVALHO, 2007).

Os principais afluentes do Rio Araguaia da margem direita, são os rios: Babilônia, Diamantino, do Peixe, Caiapó, Claro, Vermelho, Crixás-Açu e Formoso; e na margem esquerda, o Rio Cristalino e o Rio das Mortes, que é o seu tributário mais importante (MORAIS, 2002).

O rio das Mortes, principal afluente do rio Araguaia, apresenta um padrão sinuoso ao longo da planície do Bananal, formando um cinturão de meandros numa direção paralela ao rio principal por cerca de 380 km. As bacias menores que se localizam-se totalmente sobre a planície do Bananal, como no caso do rio Cristalino, apresentam drenagem incipiente formando pântanos e lagos típicos dessa unidade geomorfológica. (LATRUBESSE, 2006)

A classificação climática de Köppen-Geiger define o clima da região como Aw (tropical de verão úmido e período de estiagem no inverno). O clima de savana tropical da bacia comporta duas estações bem definidas: a chuvosa e a seca, que controlam as variações da descarga no rio Araguaia. A estação chuvosa ocorre entre novembro e abril, enquanto a estação seca se estende de maio até outubro.

3.1.1. Características da Inundação do Médio Araguaia

Na estação chuvosa grande parte da extensa planície é inundada temporariamente, tanto por chuvas locais, como por saturação freática (VIEIRA, 2002). Morais *et al.* (2005) entende que o represamento das águas pluviais seja condicionado por uma rede de drenagem mal desenvolvida decorrente do baixo gradiente topográfico da área.

O período chuvoso ocorre entre os meses de novembro a abril, enquanto o período de estiagem se dá entre maio a outubro. No médio curso os máximos picos de cheias se apresentam de janeiro a maio (AQUINO *et al.*, 2009).

Aquino *et al.* (2009), através do levantamento das informações dos dados fluviométricos das estações hidrológicas até então em operação, concluíram que o regime hídrico dos tributários está relacionado com as precipitações da região, assim como ocorre no curso principal.

Dados de vazão média anual, picos máximos e mínimos, picos máximos da série histórica, em ordem de magnitude, são mostrados para as seis estações ao longo do rio Araguaia na tabela 2. Um exemplo da média anual de flutuação do nível de água na estação de São Felix do Araguaia é demonstrado na figura 4.

Tabela 2 - Dados hidrológicos com coeficientes médios de variabilidade de vazões para o rio Araguaia.

Estação Hidrológica (Código)	Área de Drenagem (km²)	Vazão Média Anual Q_m (m³/s)	Vazão Máxima Anual Q_{max} (m³/s)	Vazão Mínima Q_{min} (m³/s)	Anos de maior pico de vazão
Barra do Garças (24700000)	36423	626	5625 (01/12/2002)	101 (27/09/1972)	1980, 2004, 1980, 1977, 2002, 1974,
Aruanã (25200000)	76964	1175	8374 (17/02/1980)	182 (29/09/1973)	1980, 1976, 2004, 1974, 1983, 1991
Luis Alves (25950000)	117580	1665	5863 (20/02/1980)	203 (30/09/1994)	1980, 1983, 2007, 2004, 1977, 1979
Bandeirantes (25700000)	92638	1447	6059 (22/02/1980)	182 (08/09/1971)	1991, 1980, 1978, 1977, 1979, 2004
São Félix do Araguaia (27500000)	131600	2687	9126 (05/03/1980)	440 (10/06/1973)	1991, 1980, 2004, 1997, 1978, 1979
Conceição do Araguaia (27500000)	193923	5283	30143 (27/03/1980)	518 (20/09/1976)	1980, 1979, 2004, 1997, 1978, 1992

A área de drenagem da bacia do Médio Araguaia encontrada na literatura variou entre 375.000 km e 386.478 km², (AQUINO *et al.*, 2006; LATRUBESSE *et al.*, 2002)

Morais (2002) encontrou uma área de 320.290 km² para o Médio Araguaia, porém acredita-se que o autor tenha somado a área do Baixo Araguaia neste cálculo, uma vez que o valor citado pelo autor se aproxima da soma da área do Baixo e Médio Araguaia.

O médio Araguaia contribui com 77,5% da descarga total da vazão da bacia. A respeito da entrada por margens, os afluentes da margem esquerda contribuem com 179.364 km² e uma vazão média anual de 2.785 m³/s enquanto os da margem direita aportam 3.223 m³/s de vazão média anual drenando uma totalidade de 204.635 km² (AQUINO *et al.*, 2009)

Na estação seca as áreas alagadas reduzem quase que por completo, restando algumas lagoas remanescentes e as hidrografias perenes seguem em sua calha regular em seu nível mais baixo. (Figuras 3)

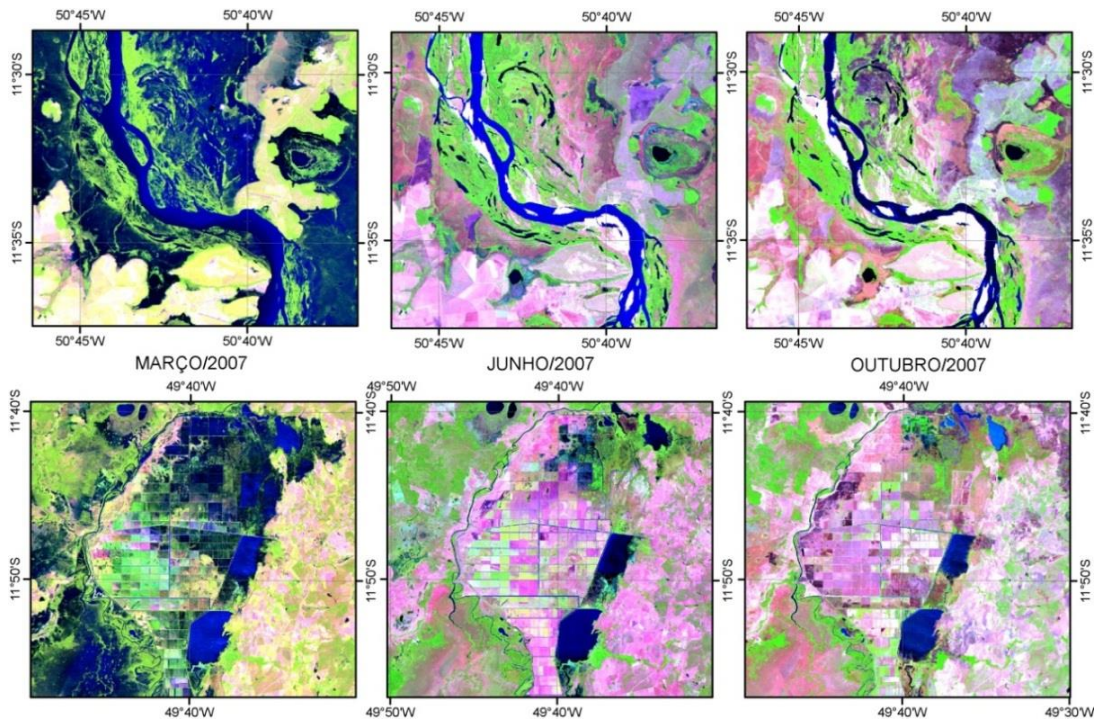


Figura 3 – Gradiente de umidade em duas áreas ao longo do ano de maior cheia (2007) da cena 223/68 do sensor TM do satélite Landsat 5 TM.

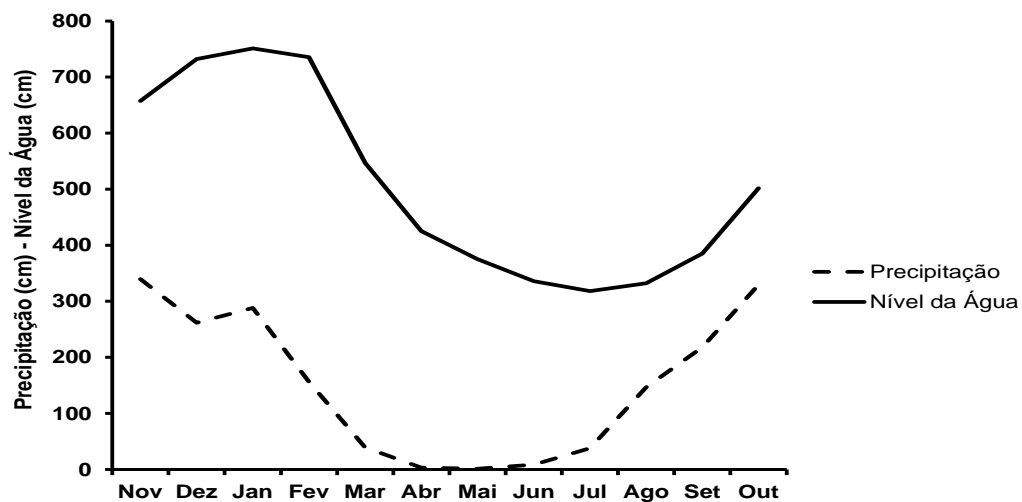


Figura 4 – Média anual de flutuação do nível de água (1971-2010) e precipitação (1969-1998) do Rio Araguaia em São Félix do Araguaia. Fonte: ANA (2013)

Os picos de cheias ocorrem nos meses de janeiro a abril (LATRUBESSE & STEVAUX, 2002). Os hidrogramas das estações ao longo do Rio Araguaia têm picos de vazão bem definidos. (Anexo I)

3.1.2. Geomorfologia

Três unidades geomorfológicas compõem o quadro regional da bacia do Araguaia: os Patamares do Interflúvio Araguaia-Tocantins, a Depressão do Araguaia e a Planície do Bananal. (RADAMBRASIL, 1981).

A drenagem tem origem nos Patamares do Interflúvio Araguaia-Tocantins que corresponde às maiores altitudes (entre 250 e 350 metros), passam pela estreita superfície rebaixada, variando de 200 a 240 metros, representada pela Depressão do Araguaia até a Planície do Bananal.

A bacia registra variação altimétrica em torno de 120 metros, que vai dos 300 metros na parte mais alta da bacia ao sul, até o nível de mais baixo comandado pelo rio Araguaia, próximo a 180 metros.

A Planície do Bananal contornada pela unidade geomorfológica denominada Depressão do Araguaia, corresponde à ampla faixa deposicional, relacionada ao rio Araguaia e seu braço menor, o rio Javaés. Destaca-se nessa região a dominância de superfície muito plana; ocorrência de sedimentação recente, através de inundações periódicas; existência de drenagem anastomática, marcas de paleodrenagem, canais abandonados e lagoas circulares; e grande expressividade da Ilha do Bananal dentro da unidade (RADAMBRASIL, 1981).

A planície apresenta dois tipos de feições geomorfológicas distintas: as modeladas pelos depósitos aluvionares ao longo dos vales, vinculadas ao sistema atual do rio Araguaia e tributários, caracterizadas por diques marginais, ilhas e lagos de meandros, alguns dos quais obturados pela deposição atual; e as áreas interfluviais baixas, modeladas nos depósitos aluvionares subatuais, caracterizadas por lagoas temporárias e/ou permanentes e drenagem indecisa, constituindo uma área periodicamente inundável. No período das chuvas, a inundação favorecida pelas condições pedológicas e topográficas responde por coalescência de inundações com as calhas fluviais. Como as águas dos baixos interflúvios e dos rios crescem juntas, ocorre certo bloqueio entre uma e outra, permitindo que o material grosseiro se deposite junto às calhas aluviais e que o material em suspensão seja, parcialmente, carregado para jusante ou extravase lateralmente (MARTINS *et al.*, 2006).

Algumas publicações (BAYER, 2002, LATRUBESSE & STEVAUX, 2002; MORAIS, 2002; VIEIRA, 2002; AQUINO, 2006; LATRUBESSE, 2006; CARVALHO, 2007) destacam a importante morfodinâmica que apresenta a

planície fluvial do rio Araguaia, constatando-se a mudança na morfologia do canal principal como primeira resposta à aceleração dos processos erosivos e/ou deposicionais que a planície aluvial tem sofrido nas últimas décadas (BAYER *et al.*, 2008).

3.1.3. Vegetação

Por tratar-se de uma área inteiramente dependente da inundação, a forma de relevo atua como elemento fundamental no processo seletivo e na fixação da vegetação. Para grande número de plantas, quanto maior for o encharcamento do solo, mais impróprio torna-se o ambiente, ocorrendo, dessa forma, uma substituição de indivíduos arbóreos por elementos herbáceos, que se propagam de pontos mais altos (melhor drenagem) para áreas mais baixas (pior drenagem) (MARTINS *et al.*, 2006).

A área abrange grandes extensões de vegetação de cerrado e áreas inundáveis, constituindo um mosaico vegetacional que inclui o Campo Limpo, o Campo Sujo, o Campo Cerrado, o Cerrado *stricto sensu* e o Cerradão, predominantes na paisagem, e ainda inclusões florestais, como as florestas estacionais semidecíduais aluviais e de transição para a floresta tropical úmida da Amazônia ao norte (EITEN, 1985; MORAIS, 2006, HAMILTON, 2002, MARIMON, 2012).

Nessa região hidrográfica, a Floresta Tropical ocupa as porções norte e noroeste, apresentando característica de zona de transição para o bioma cerrado, dominando a maior parte da bacia (SAWAKUCHI, 2010).

Ocorrem manchas de Florestas Estacionais Deciduais, na região de domínio de Cerrados (RIZZINI, 1992). Essa fitofisionomia se caracteriza pela deciduidade anual do estrato superior, estando nas bordas da planície do Araguaia. (RADAMBRASIL, 1981; RIBEIRO e WALTER, 1998; FELFILI, 2001), podem ocorrer sobre afloramentos de rochas calcárias ou basálticas, que dão origem invariavelmente a solos de elevada fertilidade natural quando rasos.

Segundo Marimon (2012) a combinação do mosaico espaço-temporal de pulsos de inundação (JUNK *et al.*, 1989, ALSDORF *et al.*, 2007) e das características físicas e topográficas da planície de inundação do Rio Araguaia,

além das florestas aluviais, resultou em padrões únicos de distribuição da vegetação como as impucas, varjões e campos de murundus.

As Impucas constituem uma das mais peculiares paisagens desta região, constituídas por fragmentos florestais descontínuos, como ilhas de florestas de ocorrência natural, em meio aos varjões sujo e limpo. As Impucas possuem características fitofisionômicas semelhantes às dos ambientes florestais inundáveis da Amazônia. São identificadas como “Florestas Estacionais Semidecíduais Aluviais” e ocupam as acumulações fluviais quaternárias, sendo a sua estrutura fisionômica semelhante à da floresta de galeria, da qual diferem apenas floristicamente. (RADAMBRASIL, 1981; MARTINS *et al.*, 2002).

Do ponto de vista ecológico, as Impucas são florestas de natureza aluvial, sob um regime climático estacional de cinco a seis meses secos. Sendo elementos importantes na drenagem regional da planície, uma vez que no período de cheias estabelecem a ligação entre os vários rios, córregos e lagoas.

Eiten (1985) denominou o “varjão” como um tipo de pantanal caracterizado como um terreno não-florestado, anualmente encharcado ou rasamente inundado por quatro a cinco meses, de dezembro a março ou abril, e fortemente ressecado durante a estação seca (junho a setembro) e em vários locais com a presença de campos murundus.

Os campos de murundus são uma fitofisionomia singular, também denominada de Parque de Cerrado por Ribeiro & Walter (2008), constitui uma paisagem recorrente de áreas inundáveis planas do Brasil Central, na qual incontáveis montes de terra (murundus) cobertos por vegetação lenhosa típica de cerrado distribuem-se sobre um campo gramíneo (OLIVEIRA-FILHO 1992a). De acordo com o referido autor, os murundus ocorrem em áreas sazonalmente inundáveis e, sob tais circunstâncias, funcionariam como ilhas durante a época das chuvas, protegendo a vegetação e a fauna de cerrado contra alagamentos e a saturação hídrica do solo, formando um padrão regular (ARAÚJO NETO *et al.*, 1986), anteriormente classificado como Savana Parque.

A melhor drenagem do solo nos murundus, possibilitada por um microambiente mais aerado, favorece a propagação de espécies arbóreas típicas dos cerrados adjacentes. Os térmitas (cupins) tendem a desempenhar papel

importante na formação desses campos (Fig. 6 e 7) (SILVA JÚNIOR & FELFILI, 1996).

No período das chuvas, as áreas de vegetação graminosa e herbácea, denominadas Campo Limpo por Ribeiro & Walter (1998), são cobertas por uma lâmina d'água de altura variável, enquanto os murundus permanecem emersos, sendo colonizados por cupinzeiros na parte superior.

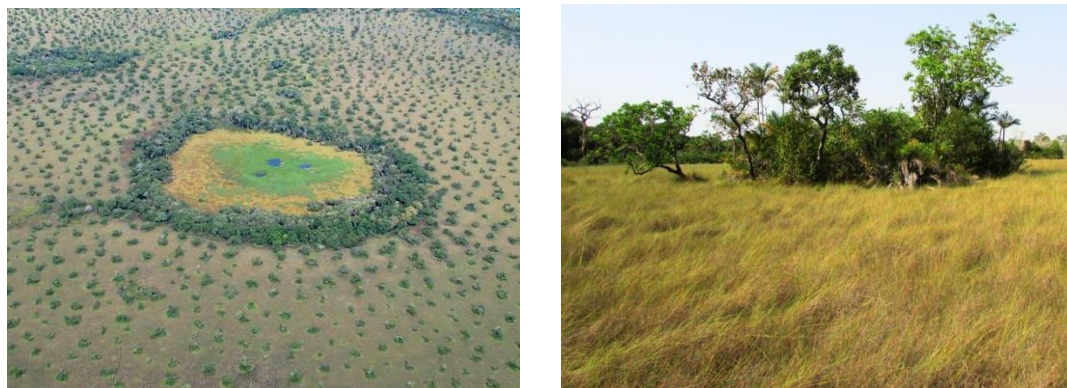


Figura 5 - Impucas circundada por varjão com ocorrência de murundus (Esq.). À direita o detalhe de um murundu localizado no Parque Estadual do Araguaia.(Acervo Labsensor/FENF/UFMT)



Figura 6 - Varjão com ocorrência de murundus (campo de murundus), localizados na planície do Araguaia (Foto: Acervo Labsensor/FENF/UFMT)

Resende *et al.* (2002) associaram os murundus do Planalto Central às condições de má drenagem. Caracterizam-se por serem formações biogênicas, termíticas, de configuração aparentemente cônica, com dimensões bastante

variáveis, em geral da ordem de 3 a 15 m de diâmetro, na base, e uma altura que, raramente, excede 3 m, constituindo agrupamentos específicos, que caracterizam um microrrelevo peculiar. A configuração topográfica que essas formações imprimem à paisagem tem sido mais propriamente denominada microrrelevos de murundus (CORRÊA, 1989).

Sawakuchi (2010) descreve que essa região vem sofrendo um intenso processo de desmatamento nas últimas décadas. Contudo, a quantificação e os impactos destas alterações são ainda pouco conhecidos. Sabendo-se da importância ecológica e dos serviços ecossistêmicos dessa região, ainda assim há poucos estudos nesta planície.

O processo de degradação ambiental dessa região é bastante acentuado, restando poucos remanescentes de mata inexplorada, esse processo se intensificou ainda mais com a expansão da fronteira agrícola na região, intensificando o desmatamento, mineração, erosão, sedimentação do canal e da planície aluvial (LATRUBESSE *et al.*, 2007; MORAIS *et al.*, 2005).

3.1.4. Solos

A planície do Araguaia apresenta aspectos característicos, como topografia plana e baixa altitude, nível do lençol freático superficial elevado, predominância de Plintossolos e Gleissolos, ambos com impedimento de drenagem e periodicidade de inundação.

Poucos estudos gerais sobre os solos desse ambiente podem ser encontrados na literatura. Segundo Codentins (1996), dominam os Neossolos Flúvicos, Plintossolos e Latossolos Amarelos Plínticos, originados de materiais pleistocênicos de natureza argilo-arenosa, geralmente rasos e pobres. Ona (2001), estudando em caráter geral sequências de solos na área, identificou a presença de Latossolo Amarelo distrófico plíntico, Argissolo Vermelho-Amarelo e Plintossolos.

O Plintossolo Pétrico sobre cangas lateríticas é a classe mais frequente nas bordas soerguidas da planície do Araguaia. Caracteriza-se por possuir extensa faixa de solos concrecionários, originados do intemperismo de crostas lateríticas, que recobrem indistintamente as unidades geológicas da região. Essas crostas

ocorrem na forma de platôs descontínuos, geralmente em níveis topográficos mais elevados, em relevo plano a suave ondulado.

Ambientes planos e hidromórficos, à semelhança do Médio Araguaia, onde ocorre ferrólise, apresentam uma redução em volume de solo de até 30%, contribuindo para o rebaixamento localizado das superfícies inundadas, formando áreas aluviais internas mais rebaixadas, onde se desenvolvem as Impucas e solos orgânicos ácidos.

As características dos solos das Impucas ilustram seu hidromorfismo, com influência do lençol freático próximo à superfície. As camadas superficiais, principalmente no interior do fragmento florestal, são ricas em matéria orgânica de natureza ácida. Os sedimentos aprisionados nas depressões do terreno criam mecanismo de recarga hídrica subterrânea através de fluxos laterais ou sub-superfície. Esse processo é relacionado com as enchentes e vazantes anuais.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. MATERIAL

4.1.1. Imagens Landsat 5 TM

Foram utilizadas as imagens do sensor Landsat 5 TM, correspondentes às épocas de maior nível de inundação da planície do Médio Araguaia, correspondendo aos meses de janeiro a abril. A série de imagens foi adquirida entre as datas 25/04/1987 e 17/04/2011, conforme descrito na Figura 8.

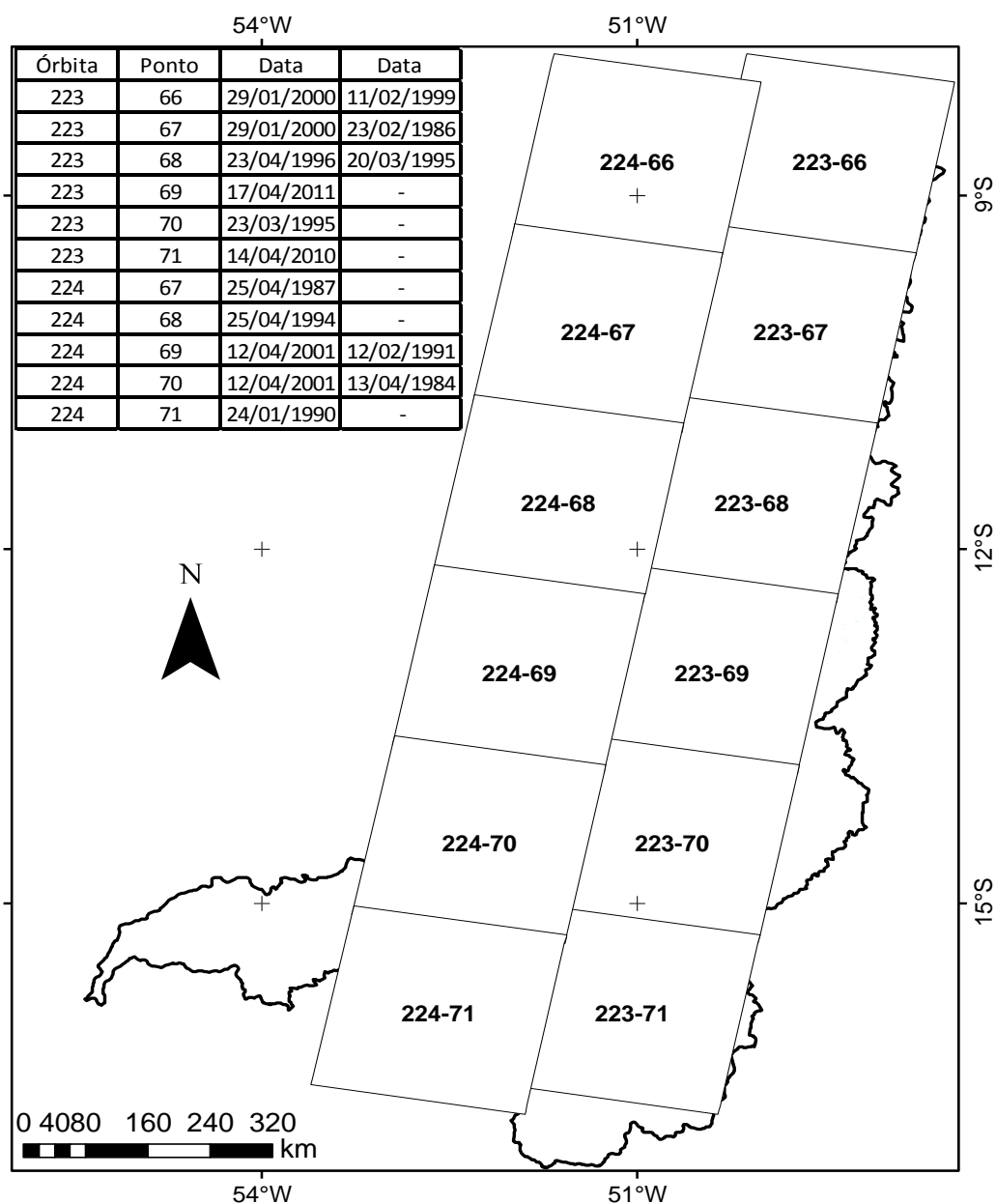


Figura 7 - Cenas do LANDSAT 5 – TM que recobrem a planície de inundação da bacia do Médio Araguaia.

Em alguns casos foram necessárias mais de uma cena para mesma área devido a presença de nuvens em partes da cena, onde as porções da imagem cobertas foram recortadas e substituídas pelas informações de uma cena de uma data diferente.

As imagens foram obtidas junto à Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (DGI/INPE). Além destas, foram adquiridas imagens Landsat 7 ETM+ do programa Geocover, para as mesmas órbitas correspondentes, a partir do Global Land Cover Facility, da Universidade de Maryland – EUA. Estas imagens foram utilizadas como referência para o registro geométrico das demais cenas adquiridas. São imagens ortorretificadas e processadas de modo a proporcionar um erro de posicionamento inferior a 50m (TUCKER *et al.*, 2004).

4.1.2. SRTM

Os dados SRTM para a área de estudo foram obtidos no formato Digital Terrain Elevation Data (DTED), obtidos através do endereço digital do USGS Seamless Distribution System. Os dados originais disponíveis para a América do Sul apresentam resolução de 3” (~90m), o datum e o elipsóide de referência são WGS84, com dados de altitude em metros inteiros.

4.1.3. Dados Vetoriais

O arquivo vetorial em formato shapefile com as otobacias do nível 1 ao 6 foram adquiridas através da pagina eletrônica da Agencia Nacional de Águas - ANA .

A hidrografia em formato shapefile, vetorizada a partir das cartas topográficas na escala 1:100.000 da Diretoria do Serviço Geográfico do Exército – DSG, foi adquirida através da página de internet do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Para a validação da delimitação das AUs foram utilizados:

1. Mosaico de imagens ortorretificadas do Satélite SPOT de 2007, com resolução espacial de 2,5 metros;

2. Pontos coletados em campo com GPS de navegação Garmin GPX60, em julho de 2012.

3. Fotos Aéreas geocodificadas dos arquivos do LABSENSOR-FENF/UFMT, coletadas em dois sobrevoos entre os anos de 2010 e 2011.

Os programas para processamento digital das imagens e uso de informação geográfica utilizados foram o ENVI 4.7 e ArcGIS 10.1, e os dados vetoriais e suas tabelas de atributos, juntamente com as imagens orbitais e o MDE formaram um banco de dados, continuamente alimentado, armazenado no Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geotecnologias da Faculdade de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Mato Grosso.

4.2. PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

A metodologia desenvolvida consistiu na realização de processamentos digitais aplicados em imagens orbitais, onde através do uso de aritmética entre as bandas espectrais, possibilitando gerar um produto que permitisse a detecção de áreas úmidas. Em adição aos resultados obtidos, fez-se uso do modelo HAND aplicado aos dados do modelo digital de elevação do SRTM com intenção de calcular a distância do lençol freático ao terreno, permitindo a não só a delimitação das áreas inundáveis, como a previsão dos limites máximos de inundação.

Segundo o manual para estudos de áreas úmidas do RAMSAR (2010), a escala espacial utilizada para o inventário de zonas úmidas depende de seu objetivo e influencia as decisões sobre que tipos de dados de Sensoriamento Remoto podem ser utilizados. Essa escolha também está relacionada com o tamanho da área geográfica envolvida, com a precisão necessária e dos recursos disponíveis. Nesse sentido, pela extensão da bacia da área de estudo, optou-se pelo uso das cenas do Sensor TM do satélite LANDSAT-5, a escala utilizada para este trabalho foi de 1:100.000.

Na figura 9, são apresentadas as etapas metodológicas realizadas no trabalho.

4.2.1. Delimitação Da Bacia

As ottobacias são definidas na escala de 1:1.000.000, e estão no sistema de projeção SAD-69. O vetor foi reprojetoado para WGS-84 e os limites externos da bacia da área foram retificados manualmente para ajustar-se a escala de 1:100.000, utilizada neste trabalho.

A retificação manual se deu através da edição dos vetores da borda, ajustando-se a altitude, obtida através dos dados do MDE do SRTM. Desse modo foram corrigidas algumas inconsistências topológicas, como vetores de hidrografia que se estendiam para além dos limites da bacia.

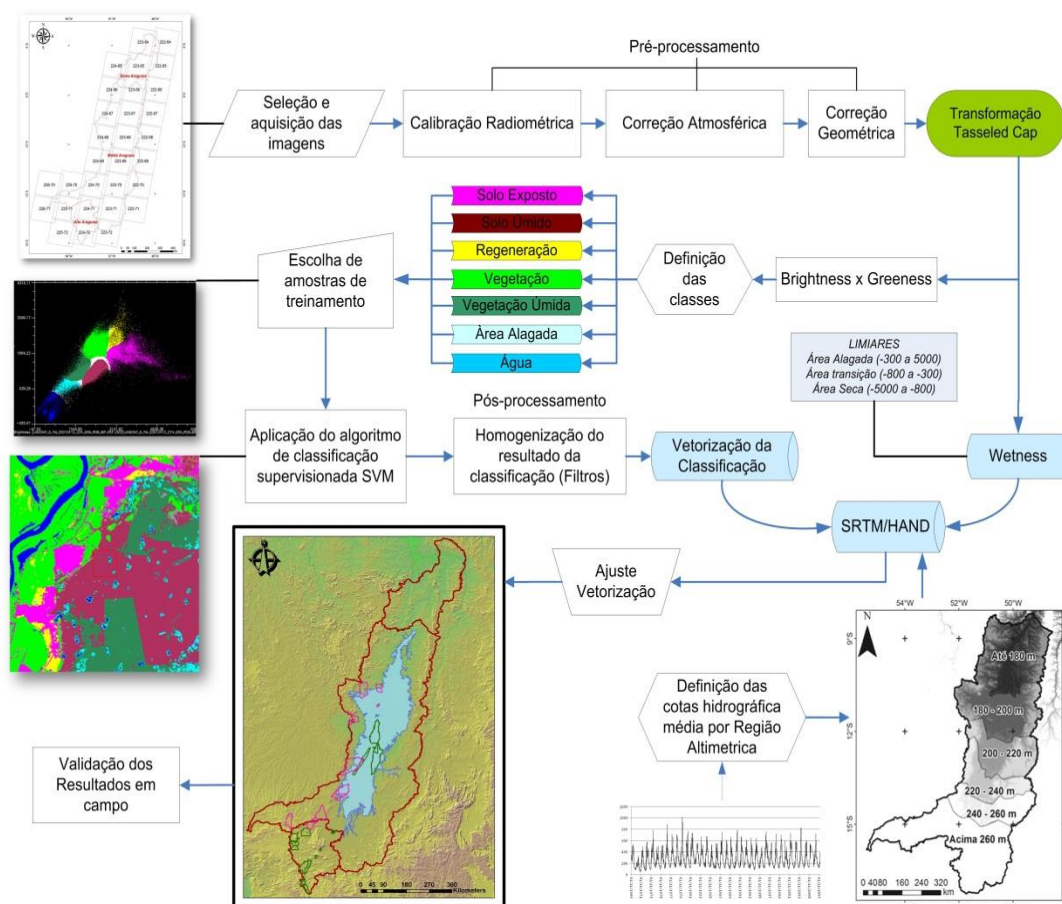


Figura 8 – Fluxograma com as etapas para a metodologia da classificação e interpretação dos resultados.

4.2.2. Pré-Processamento das Imagens Orbitais

4.2.2.1. Calibração Radiométrica

No presente trabalho, realizou-se a conversão dos números digitais para a reflectância aparente no topo da atmosfera, usando um módulo do programa ENVI 4.7, específico para o sensor Landsat 5 – TM, que utiliza informações de ganhos e offsets relativos ao sensor antes do lançamento.

4.2.2.2. Correção Atmosférica

Para a correção atmosférica foi adotado o algoritmo *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes* (FLAASH), que usa o modelo de transferência radiativa *Moderate Resolution Atmospheric Radiance and Transmittance Model* (MODTRAN), baseando-se nos parâmetros regionais de cada cena, tais como, coordenada e altitude do terreno do centro da cena, elevação do sol, data e horário de aquisição, altitude do sensor e modelo atmosférico utilizado.

Esse algoritmo corrige os efeitos da atmosfera compensando a geometria de iluminação solar, a visada do sensor, as variações sazonais e latitudinais da atmosfera, a absorção dos gases da atmosfera e o espalhamento molecular e por aerossóis (BAPTISTA et al., 2001).

4.2.2.3. Correção Geométrica

Para o procedimento de registro das imagens, empregou-se como referência imagens do sensor TM presentes no satélite Landsat 5, sendo estas imagens ortorretificadas adquiridas junto ao portal da Universidade de Maryland-EUA. Esta imagem encontra-se em um sistema plano de coordenadas UTM, Zona 21S, utilizando como referência o datum WGS-84. A fim de se minimizarem os erros resultantes de uma reprojeção, o mesmo sistema de projeção e datum foram mantidos nas imagens a serem registradas. O registro foi realizado utilizando-se como Pontos de Controle (*Ground Control Points* - GCPs) feições reconhecíveis, tais como cruzamentos de estradas, áreas antropizadas e demais elementos de cena semelhantes .

O desvio dos valores calculados na correção geométrica em relação aos valores originais da imagem georreferenciada pode ser avaliado a partir do erro médio quadrático (*Root Square Quadratic* – RMS), onde:.

$$RMSE = \sqrt{(1/N) * \sum_{i=1}^N \{z(xi) - \hat{z}(xi)\}^2}$$

Sendo:

\hat{z} = Valor Estimado

z = Valor Real

N = Numero de Estações

Utilizaram 20 pontos de controle para cada imagem, e o Erro Médio Quadrático obtido foi inferior a 1 pixel, conforme recomenda Antunes (2000). A retificação geométrica das imagens foi realizada através de uma transformação polinomial do primeiro grau. Essa função tem menor chance de distorções geométricas e tem um processamento dos dados rápido, e foram reamostrada através de um processo que envolve a interpolação dos valores de cinza das locações de pixels na imagem original não corrigida. Utilizou-se a alocação de vizinho mais próximo (*Nearest Neighbor*), pois esse método preserva os níveis de cinza originais, tem fácil implementação e rápido processamento. Após o processo de correção geométrica, todas as cenas foram convertidas para o Sistema de Coordenadas Geográficas com datum WGS 84, visando a realização da mosaicagem das cenas após a etapa de classificação.

4.2.3. Transformação Tasseled Cap para Delimitação de AUs

Com as imagens Landsat devidamente pré-processadas, aplicou-se a transformação TC individualmente para cada cena, de onde foram gerados os três índices derivados dessa transformação, *Brightness* (brilho), *Greenness* (verdor) e *Wetness* (umidade). (Fig. 10)

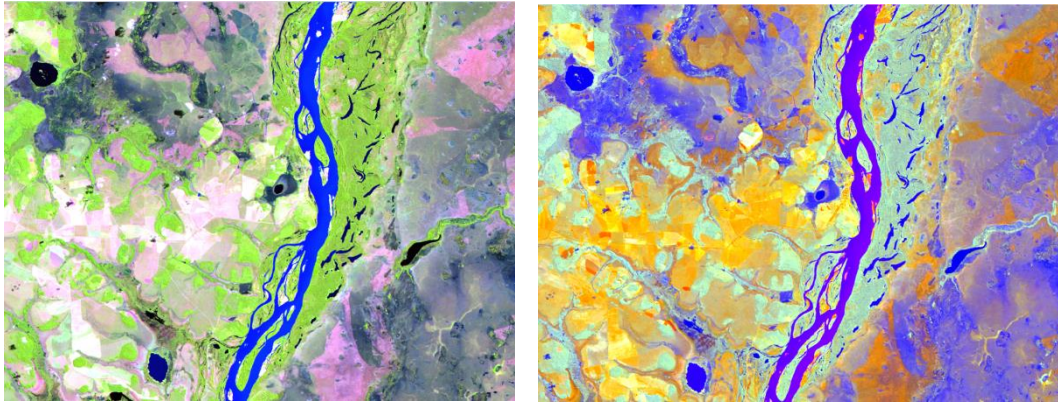


Figura 9 - Composição Colorida R3G4B5 de parte da cena 223/68 do Landsat 5 (esq.) e Composição das bandas do TC, sendo *Brightness* na faixa do vermelho, *Greenness* em verde e *Wetness* na faixa do azul.

4.2.3.1. Índice Wetness

Os testes realizados utilizando a variável *Brightness* e *Wetness* para a cena 224/69 superestimaram a classe de área inundada, portanto utilizou-se apenas a banda com índice *Wetness*, onde foi definido um limiar para a extração de dados gerando duas classes, denominadas “Área Seca” e “Área Úmida”. Devido a diferença nas datas das cenas, horários de aquisição, posição e topografia não foi possível a utilização de um valor de limiar padronizado entre áreas úmidas e áreas secas para as diversas cenas que compõe o mosaico que recobre a bacia. Uma solução foi definir mais uma classe denominada “Área Intermediária”, cujos valores de limiar variam para cada cena.

As áreas secas se destacam nos valores menores que -800, e as áreas úmidas, valores acima de -300. A faixa intermediária de -800 a -300 foi fortemente associada a vegetação, podendo ser seca ou úmida, variando para cada cena.

4.2.3.2. Índice Brightness x Greeness

O desenvolvimeto do segundo produto foi gerado com intuito de classificar as fisionomias presentes na região através das imagens Landsat

Através de um dispersograma bidimensional, que representa o grau de correlação entre as duas bandas consideradas (*Brightness* e *Greeness*), pode-se

especializar as diversas feições da superfície através dos diferentes tipos de resposta espectral dessas bandas. A densidade de ocorrência de pixels nesse espaço bidimensional é uma medida da coincidência entre os picos dos histogramas individuais. (Fig. 10)

Dados altamente correlacionados ou classes de materiais superficiais que possuam aparência similar em duas bandas de uma mesma imagem aparecem representados ao longo linhas retas. Dados pouco correlacionados aparecem como nuvens de pontos de pouca densidade, de formato indefinido, ocupando uma área maior no espaço bidimensional.

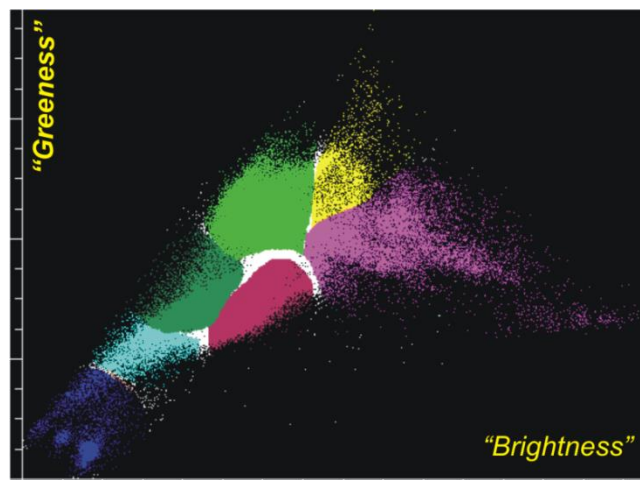


Figura 10 - Gráfico de dispersão com valores transformados dos pixels (*Tasseled Cap*) em uma área amostral, as cores representam os pixels agrupados em cada classe, sendo: Água (Azul), Área alagada (Ciano), Vegetação em terra-firme (Verde Claro), Vegetação em Área Úmida (Verde Escuro), Regeneração da Vegetação (Amarelo), Solo Exposto (Magenta) e Solo Úmido (Marrom).

Foram gerados dispersogramas bidimensionais correlacionando os índices entre si, sendo, *Brightness* e *Greenness*, *Wetness* e *Brightness* e *Greenness* e *Wetness*, para fins de separabilidade das classes associadas à ausência ou presença de umidade, o dispersograma com os índices *Brightness* e *Greenness* foi o que obteve melhor separabilidade entre as classes de interesse utilizadas para a classificação da imagem.

O gráfico de dispersão permite definir amostras através da posição dos grupos de pixels no gráfico, por exemplo, valores com menor brilho e verdor são relacionados à água, devido à baixa reflectância, localizam-se em valores próximos ao zero. Em seu oposto, maior brilho e menor verdor se encontram os

solos expostos, devido a alta reflectância proporcionada pelos componentes do solo, relacionados aos valores maiores, tanto no eixo relacionado ao brilho, como no relacionado ao verdor.

Para cada cena foram definidas áreas amostrais em uma área de 400 x 400 pixels. Essa área amostral foi definida visando enquadrar as áreas representativas contendo os elementos de cada classe através da distribuição dos valores resultantes da transformação TC no gráficos de dispersão correlacionando o índice *Brightness* (eixo das ordenadas) e o *Greenness* (eixo das abscissas).

Assim sendo, foram definidas sete classes, sendo: Água representada em Azul, Área Alagada (Ciano), Vegetação em terra-firme (Verde Claro), Vegetação em Área Úmida (Verde Escuro), Regeneração da Vegetação (Amarelo), Solo Exposto (Magenta) e Solo Úmido (Marrom), conforme observado na Figura 11.

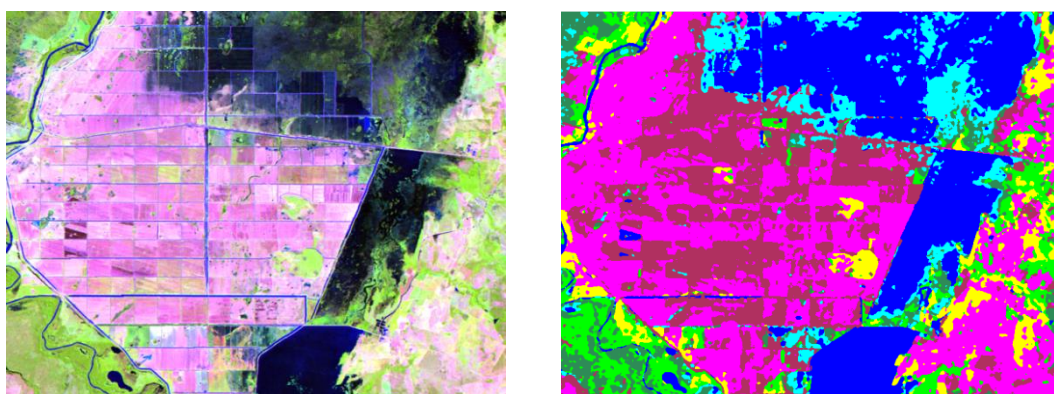


Figura 11 - Resultado da composição R3G4B5 da imagem Landsat-5 TM (esquerda) de uma parte da cena 223/68 com a classificação através do algoritmo SVM (direita).

As classes determinadas por interpretação visual através do dispersograma da área amostral de cada cena foram utilizadas como amostras de treinamento para a posterior classificação.

As amostras de treinamento ou regiões de interesse (ROIs) são os pixels incluídos dentro de uma área de treinamento para uma dada classe. (CRÓSTA, 1993), essas áreas de treinamento representam o comportamento médio das classes que deverão ser mapeadas automaticamente (NOVO, 2010).

4.2.4. Classificação Supervisionada SVM

A classificação foi realizada individualmente para cada imagem resultante da aplicação da transformação TC, utilizando as amostras de treinamento previamente selecionadas, através do algoritmo de classificação supervisionada SVM.

Na implementação do algoritmo SVM oferecida pelo software Envi 4.7 utiliza-se de funções Kernel para projetar os dados do espaço de entrada não linear para o espaço de alta dimensão, aplicados no processo de maximização da margem do hiperplano. Essas funções são classificadas em lineares, polinomiais, sigmóides, função de base radial e gaussianas. Para esta classificação, utilizou-se a Função de Base Radial (RBF), que obteve melhores resultados em testes preliminares e pode ser compreendida pela representação matemática:

$$K(x_i, x_j) = \exp(-\gamma \|x_i - x_j\|^2), \gamma > 0$$

Onde, x = amostra, γ = parâmetro de penalidade, controlado pelo usuário.

O valor intervalo da restrição de probabilidade utilizado foi zero (valor padrão), esse valor define a probabilidade requerida para este algoritmo classificar um determinado pixel (*Classification Probability Treshold*). Os pixels onde todas as regras de probabilidade são menores que o valor de restrição são considerados como não classificados (Sulsoft 2009).

Para o parâmetro “*Gamma*”, foi usado o valor padrão (o inverso do número de bandas relativo à imagem de entrada) de 0,33.

O parâmetro de penalidade (*Penalty Parameter*) controla a concessão entre os erros de treinamentos aceitáveis e o limite da margem do hiperplano. Quanto maior for o valor do parâmetro de penalidade, mais rígido será gerado o modelo de separação entre classes, ou seja, menor será a tolerância entre classes. Utilizou-se o valor padrão de 100.

O campo (*Pyramid Levels*) define o número hierárquico de níveis piramidais de processamento para serem aplicados durante o treinamento SVM e o processo de classificação. Utilizou-se o valor zero (valor padrão), onde o processamento da imagem se dá em resolução completa.

A classificação foi obtida utilizando as áreas de treinamento coletadas através do dispersograma correlacionando os índices *Brightness* e *Greenness*, e

permitiu classificar seis fisionomias bem definidas, separadas em Água, Área Alagada, Solo Exposto, Solo Úmido, Vegetação em Regeneração, Vegetação em terra-firme e Vegetação em Área Úmida.

A classe denominada de Solo Exposto inclui, além dos solos secos, as rochas expostas, bancos de areia, áreas antropizadas (urbana ou rural) e em grande parte representa os solos expostos devido a retirada da vegetação original. Essa classe por vezes apresentou valores próximos à classe Vegetação em Regeneração, que representa a regeneração da vegetação após o corte, lavouras, pastagens e vegetação jovem, que tem maior brilho e verdor, em alguns casos, devido a inclinação topográfica do terreno a radiação solar incidente na vegetação se confundem com essa classe.

Para as três classes de vegetação, a “Vegetação em Terra-firme” representa as matas em áreas secas, fragmentos compostos de árvores com dossel denso bem como matas ciliares em áreas não inundadas, a classe de “Vegetação em Área Úmida” representa as vegetações associadas a solos frequentemente inundáveis.

Mesmo separando a vegetação em classes distintas as classes “Vegetação em Terra-firme” e “Vegetação em Área Úmida” não apresentaram uma diferenciação consistente, pois na maioria dos casos a vegetação das matas ciliares, em sua grande maioria situada em várzeas inundadas foi classificada como “Vegetação em Terra-firme”, uma vez que o sensor orbital passivo capta a reflectividade do dossel denso em detrimento da área alagada existente abaixo do dossel. O contrário também ocorreu, em algumas áreas parte da cobertura vegetal que se encontrava em uma área seca foi classificada como “Vegetação Úmida”.

Para minimizar estas inconsistências essas duas classes foram agrupadas em uma única classe denominada “Vegetação”, onde essa classe foi interseccionada com o MDE a partir das classes altimétrica definidas para o médio Araguaia, considerando as subdivisões de elevação da bacia, o que permitiu a exclusão das áreas classificadas como Vegetação em Área Úmida nas partes altas do terreno, e vice-versa (Fig. 14).

Para tanto foi realizado uma subdivisão da bacia baseando-se na declividade do terreno ao longo do curso do Rio Araguaia. O gradiente de

elevação varia ao longo da bacia que apresenta um declive no sentido Norte. Um perfil desse gradiente pode ser observado nas Figuras 12 e 13.

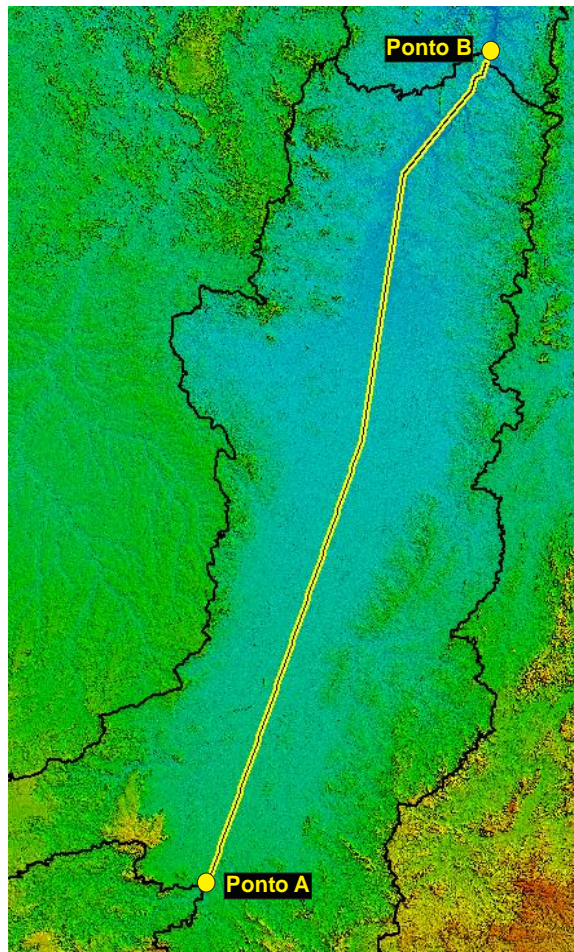


Figura 12 – Modelo digital de Elevação (SRTM) da Bacia do Médio Araguaia, a linha amarela representa a linha de corte utilizada para geração do perfil do terreno.

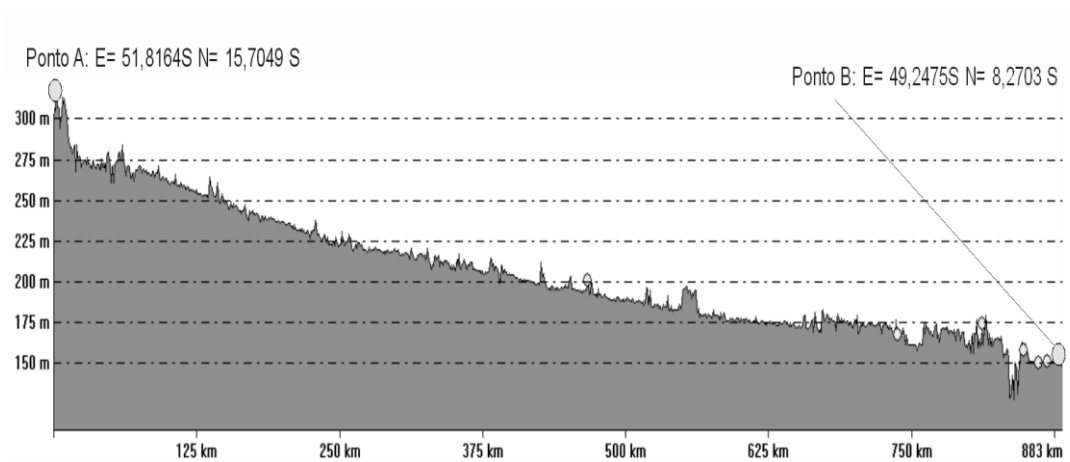


Figura 13 – Perfil do Terreno indicando o gradiente de elevação ao longo de 880 km da bacia do médio Araguaia.

Através do SRTM foram geradas curvas de nível de 20 em 20 metros, permitindo a subdivisão da bacia em 6 classes altimétricas (Fig. 14).

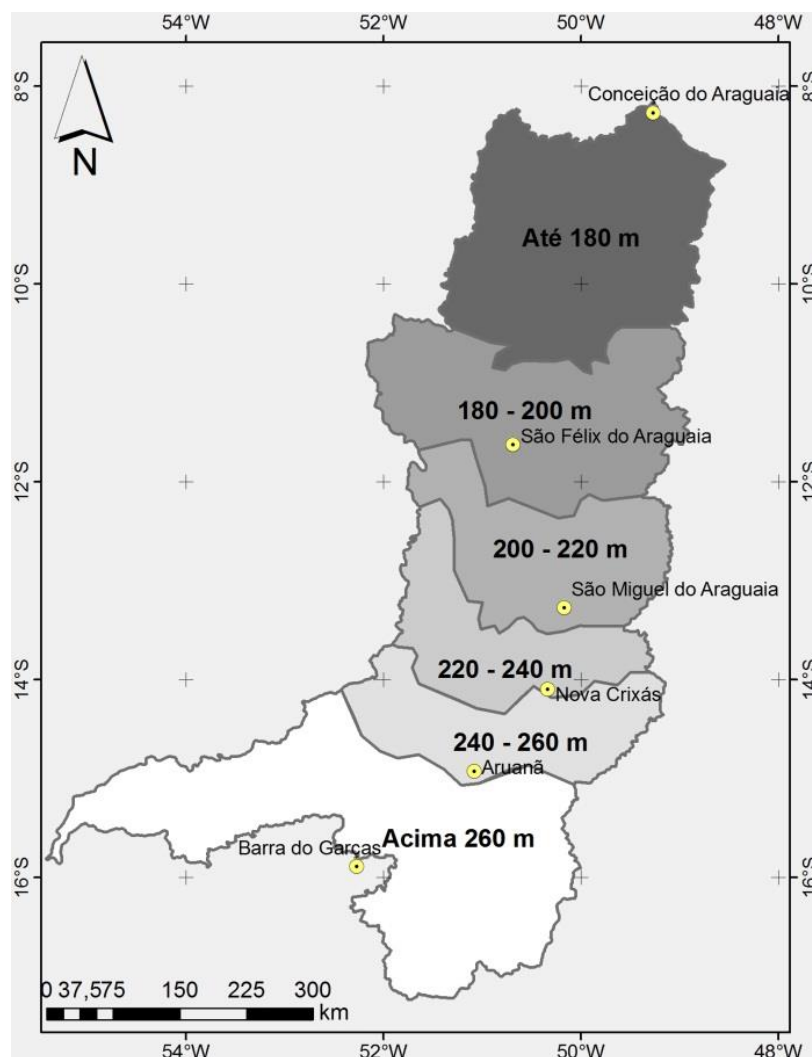


Figura 14 – Subdivisões altimétrica da bacia do Médio Araguaia.

As classes relacionadas à umidade (Água, Área Alagada, Solo Úmido e Vegetação em Áreas Úmidas) foram agrupadas formando uma superclasse denominada “Área Inundável”. As classes “Solo Exposto”, “Vegetação em Terra-firme” e “Regeneração” foram agrupadas passando a ser identificado como “Terra-firme”.

Esse procedimento serviu para identificar a vegetação associada as áreas úmidas (nas partes mais baixas do terreno) e excluir as áreas úmidas das partes mais altas identificadas equivocadamente.

Em seguida, foi realizado um processo de filtragem em passa-baixa para homogeneizar a imagem, utilizando-se o filtro mediana com kernel de 7x7, que preserva as bordas na imagem, provocando um efeito de suavização minimizando o ruído causado pelos pixels isolados. Neste tipo de filtro o pixel central da máscara é substituído pelo valor mediano dos seus vizinhos.

A superclasse foi posteriormente convertida em um vetor de área, que serviu de base para o delineamento das áreas passíveis de inundação da planície do Araguaia.

4.2.5. Algoritmo HAND

As etapas de pré-processamento para a geração do HAND, como descrito em Rennó et al. (2008), consistem inicialmente na correção de depressões/pixels espúrios, obtendo um MDE hidrologicamente coerente, posteriormente, é obtido um arquivo matricial com as direções de fluxo, o próximo passo consiste em identificar a hidrografia de referência para obtenção das altitudes relativas.

Através do SRTM, o HAND calculou as direções de fluxo de drenagem, resultando em uma grade com valores que representam a direção do fluxo em cada ponto, chamada de LDD (*Local Drain Directions*). Com as direções de fluxo determinadas, tornou-se possível a geração da rede de drenagem, definida pelos pontos da grade que têm uma área de contribuição maior que um determinado limiar. A área de contribuição é calculada pela contagem do número de pontos cujos fluxos convergem para um mesmo lugar.

Com as direções de fluxo determinadas, foi gerada a rede de drenagem, definida pelos pontos da grade que têm uma área de contribuição maior que um determinado limiar.

Após testes com limiares com valor de 5, 50 e 500, optou-se pelo limiar de drenagem de valor 50, que produziu a densidade da rede de drenagem mais adequada para a escala utilizada neste estudo. Finalmente foi gerada a grade HAND foi então obtido usando esta drenagem como referência.

O nível do Rio Araguaia varia em cerca de 5m ao longo do ciclo sazonal, mas a maior parte da planície inunda em apenas 1 ou 2 m de

profundidade ou menos (EITEN, 1985). Considerando a variação da cota média ao longo do curso da bacia, como demonstrado pela tabela 3.

Para a análise do modelo gerado pelo algoritmo HAND-SRTM foi considerada a variação do lençol freático ao longo da bacia do Médio Araguaia.

Para cada classe foi realizado um levantamento da cota média anual, através de análise da série temporal de estações hidrológicas do Rio Araguaia, presentes em cada subdivisão altimétrica, conforme a tabela 3.

Através da grade do SRTM-HAND pode-se classificar o terreno em relação à altitude do lençol freático considerando a parte mais baixa da Bacia (Calha do Rio Araguaia) como cota zero.

A cota média do nível do rio principal foi utilizada para definir o limiar da altura em relação ao lençol freático utilizado para diferenciar as áreas suscetíveis à inundação (áreas com a lâmina d'água próxima da superfície terreno) das áreas de terra-firme (áreas com lençol freático profundo).

Tabela 3 – Estações hidrológicas utilizadas e cotas médias obtidas a partir dos dados hidrológicos referentes a cada região altimétrica.

Estação Hidrológica (Código)	Classe Altimétrica (m)	Cota Média (m)	Cota HAND (m)
Barra do Garças (24700000)	Acima de 260	2,2	2
Aruanã (25200000)	240-260	2,8	3
Luis Alves (25950000)	220-240	5	5
Bandeirantes (25700000)	200-220	5,4	5
São Félix do Araguaia (27500000)	180-200	5	5
Conceição do Araguaia (27500000)	Até 180	4,5	5

Cada subdivisão altimétrica utilizou-se um limiar referente a sua cota média, definindo assim a altura do lençol freático. Os valores das cotas médias para cada região foram arredondados para números inteiros, uma vez que as alturas constantes no SRTM são de metro em metro. Sendo: 5 metros nas classes com até 240 metros de altitude, 3 metros na classe com altitude entre 140 e 260 metros e 2 metros para a região da classe acima de 260 metros (Tabela 3).

4.2.6. Delimitação das Áreas sujeitas a inundação

Os produtos gerados pelo índice *Wetness* e pela classificação dos índices *Brightness* e *Greenness* da transformação *Tasseled Cap* foram combinados utilizando a ferramenta Band Math, disponível no software ENVI 4.7, resultando em um polígono representando as áreas inundáveis.

Esse polígono foi sobreposto ao produto gerado pela classificação tendo como base a grade HAND, que indicou as áreas propensas à inundação, mesmo sob vegetação densa. As áreas não identificadas como áreas úmidas no primeiro produto foram retificadas manualmente, baseado na grade HAND, conforme a altura do lençol freático de cada região da bacia do Araguaia, permitindo a inclusão dessas áreas anteriormente não classificadas como áreas inundáveis devido à presença do dossel da vegetação.

4.2.7. Avaliação Quantitativa de Mapas Temáticos

A definição da quantidade mínima de pontos utilizados para validação foi definida conforme relação proposta por Jensen (1996):

$$N = \frac{(4 \times p \times q)}{E^2}$$

Onde p = percentual de exatidão esperado; $q = 1 - p$; e E = erro permissível. Para um percentual de exatidão de 90% e um erro admissível de 5%, o número mínimo de pontos utilizados é igual a 144.

Porém devido à abrangência da área e a quantidade de imagens optaram-se por uma amostragem com 100 pontos por classe, totalizando 700 pontos de amostragem.

Para tanto, realizou-se um procedimento de comparação entre as classes geradas no mapeamento e as classes de verdade de campo, ou seja, as presentes na imagem SPOT e em fotos aéreas georreferenciadas adquiridas em dois sobrevoos realizados entre os anos de 2010 e 2011.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os limites da Bacia do Araguaia, definidos através dos dados de Ottobacias e ajustada pelo MDE do SRTM para a escala desse trabalho, apresentou uma área total de 385.002 km², sendo 38.132 km² para o Alto Araguaia, 287.282 km² no Médio Araguaia e 59.588 km² no Baixo Araguaia. O valor da área total da bacia se aproximou ao encontrado por Latrubesse (2002), com 386.478 km².

5.1. RESULTADOS OBTIDOS COM A TRANSFORMAÇÃO TASSELED CAP

O produto gerado apenas com o índice *Wetness* da transformação TC, foi um vetor contendo as áreas com água (hidrografia perene), bem caracterizada para todos os corpos d'água como lagoas e rios. A classe definida como “Área Alagada” incorporou todas as áreas inundadas, não incluída a hidrografia perene. Esse índice obteve bons resultados na detecção de áreas alagadas, porém se mostrou limitado na identificação de solo úmido, bem como áreas inundadas cobertas pela vegetação.

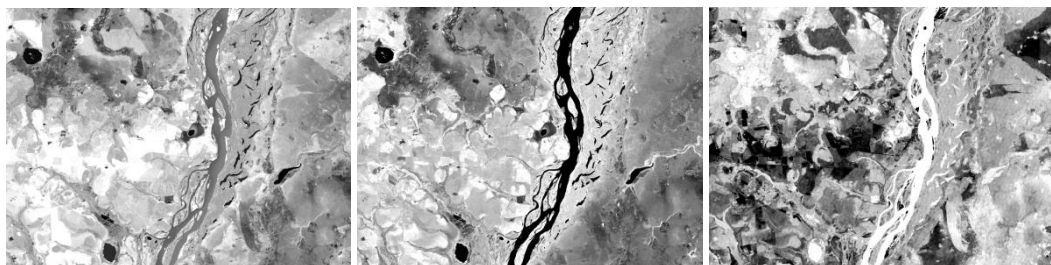


Figura 15 - Resultado da aplicação do do TC de parte da cena 223/68. Índice *Brightness* (esq.), *Greenness* (centro) e *Wetness* (dir.).

A classificação SVM utilizando amostras de treinamento obtidas da correlação *Brightness* e *Greenness* se mostrou satisfatória para detecção de áreas úmidas, excetuando as áreas sob dossel vegetacional, onde houve confusão entre as classes devido a impossibilidade do sensor receber as respostas espectrais das áreas úmidas sob o dossel.

O resultado da aplicação do modelo HAND para as áreas inundáveis conforme a altura da cota média da calha principal de cada subdivisão altimétrica

da bacia permitiu a identificação das áreas sujeitas à inundação, mesmo que sob vegetação com dossel denso, permitindo a identificação e retificação da vegetação classificada erroneamente pelos índices do TC.

A Grade HAND inclui os terrenos aluviais nos fundos de vale, como área inundável, dada a sua coincidência com as partes mais baixas do terreno, extrapolando em muito a abrangência e a quantificação das áreas úmidas. Por esse motivo as áreas inundáveis geradas pelo SRTM-HAND não foram combinadas com o vetor resultante da combinação dos índices do TC, mas foi de grande utilidade para retificar o resultado da classificação através da análise da sobreposição da grade com o resultado da classificação.

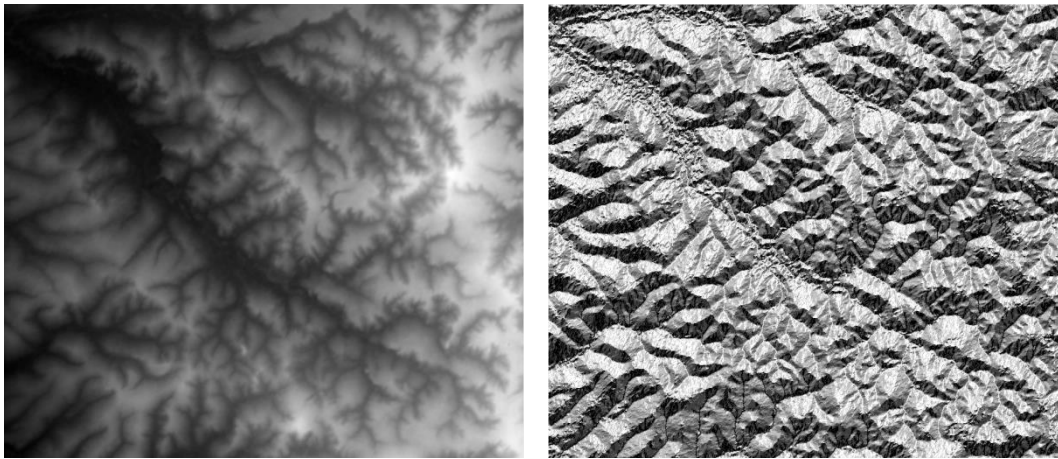


Figura 16 – Resultado da Correção do MDE (esquerda) e LDD do terreno (direita) de uma parte da cena 223/68.

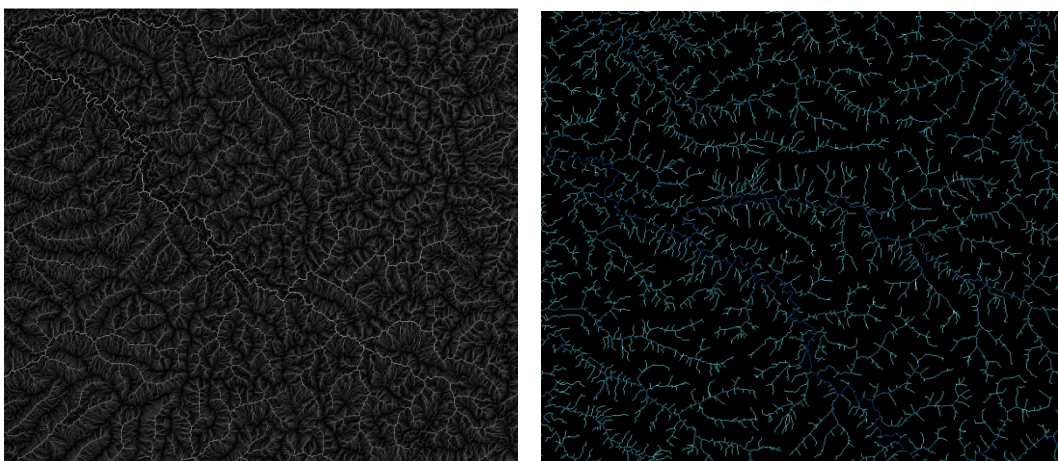


Figura 17 - Resultado da acumulação (esq.) e da geração da rede de drenagem (limiar=50) de uma parte da cena 223/68.

O resultado da combinação dos produtos gerados pela transformação Tasseled Cap, associado às informações das áreas propensas a inundação extraída da grade HAND-SRTM foi um polígono vetorial delimitando as áreas inundáveis do Médio Araguaia em uma escala de 1:100.000.

A área encontrada para as áreas suscetíveis a inundação em épocas de picos máximos foi de 88.119 mil km² (Figura 24).

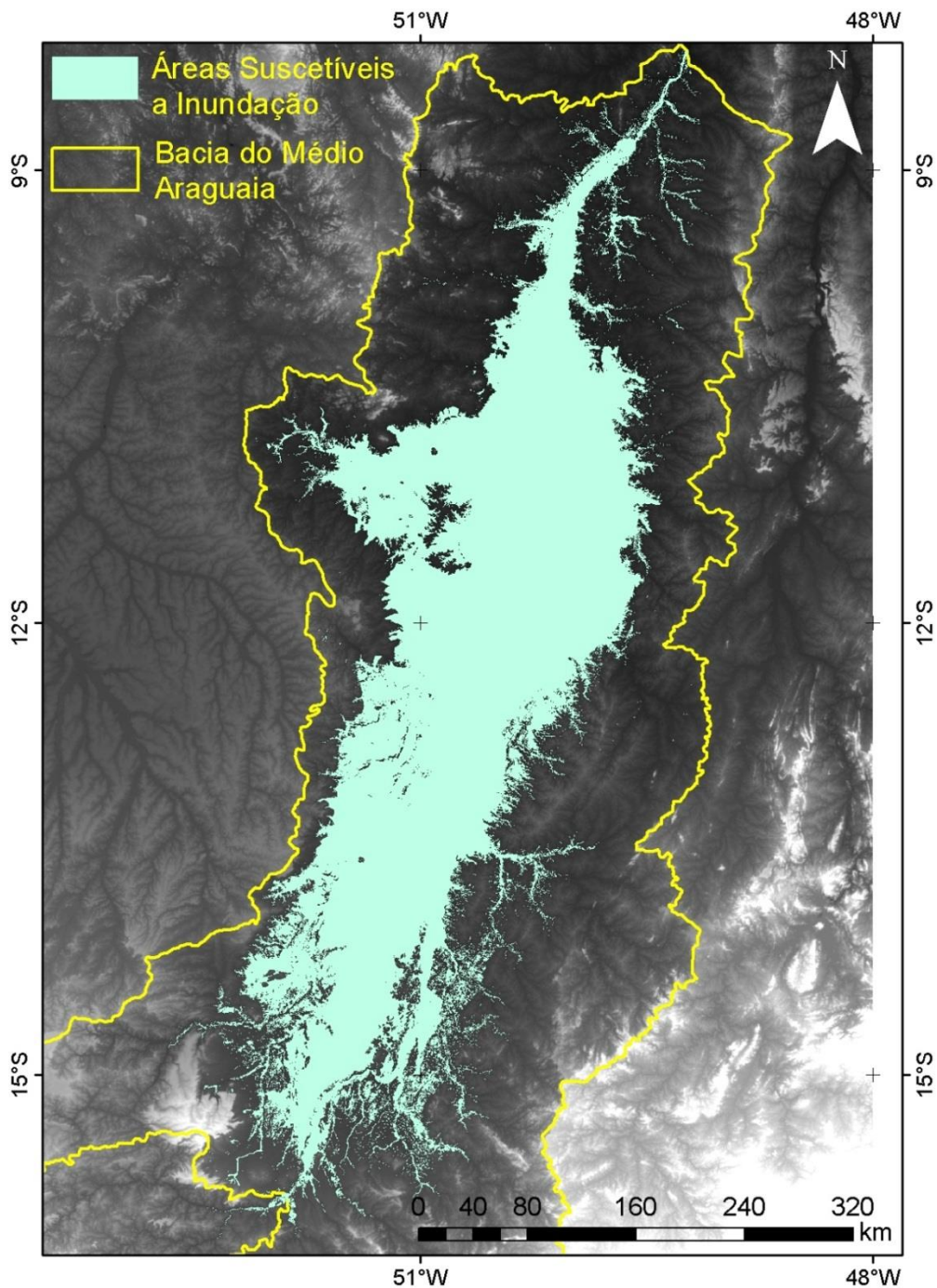


Figura 18 – A área em azul corresponde à extensão máxima de inundação.

A variação da época do nível de cheia máxima é um fator que influencia fortemente a extensão das áreas passíveis de inundação, onde a escolha das datas das cenas utilizadas torna-se um fator determinante, pois dependendo da data da imagem utilizada a ocorrência de área inundável pode se alterar consideravelmente, como pode ser observado na figura 20, que compara uma região entre os anos de 1995 e 1996. Na imagem, é possível se perceber a diferença entre a ocorrência da inundação entre esses dois anos para uma data próxima.

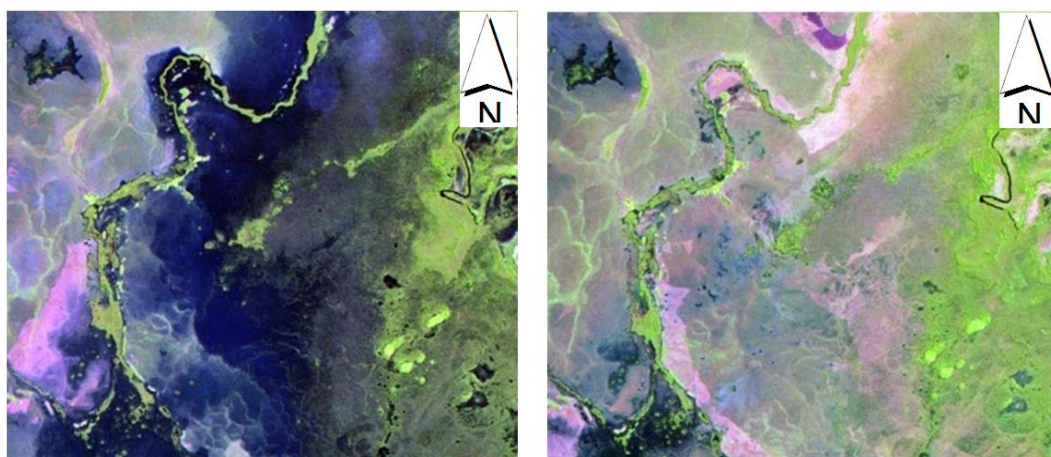


Figura 19 - Cena 223/068 do Landsat 5 –TM de 20/03/1995 (esquerda) e de 07/04/1996 (direita).

A área passível de inundação encontrada pelo método descrito neste trabalho está fortemente associada com a área da unidade morfológica sedimentar das terras baixas da planície do Bananal, que segundo Barbosa *et al.* (1966) é de mais de 90.000 km² e que se estende a partir do rio das Mortes a oeste, em direção aos rios Araguaia e Javaés ao leste.

Esse resultado foi obtido através do cruzamento do vetor gerado para as áreas unidas com o mapa geomorfológico do RADAMBRASIL, que foi georreferenciado e onde pode se constatar que grande parte da área inundável corresponde com as seguintes unidades geomorfológicas:

Aai – Áreas de acumulação inundáveis. Áreas aplanadas com ou sem cobertura arenosa periódica ou temporariamente alagadas, precariamente incorporada a superfície de drenagem

Apf – Planície fluvial. Área aplanada resultante de acumulação fluvial, periódica ou temporariamente alagadas.

Aptf – Planície e terraços fluviais. Área aplanada resultante de acumulação fluvial, geralmente sujeita a inundações periódicas e comportando meandros abandonados, eventualmente alagada, unida com ou sem cobertura a patamar mais elevado.

Uma primeira análise da classificação foi realizada através do índice de Jeffries-Matusita e Transformada de divergência (RICHARDS, 1999). Este índice calcula a separabilidade espectral entre pares de classes e varia de 0 a 2, indicando o quanto os pares de classe se diferenciam estatisticamente. Valores maiores que 1,9 indicam que o par de classes analisado apresentam uma boa separabilidade espectral, portanto não apresentarão dificuldades em serem separados em uma classificação espectral qualquer. Na tabela 5 apresentam-se os valores obtidos por este índice.

Tabela 5 – Índices de Jeffries-Matusita e Transformada de Divergência.

Classes	Veg. Área Úmida	Veg. Terra-firme	Reg. Veg.	Solo Exposto	Solo Úmido	Área Alagada	Água
Veg. Área Úmida							
Veg. Terra-firme	1,23						
Reg. Veg.	1,99	1,52					
Solo Exposto	1,95	1,80	1,69				
Solo Úmido	1,53	1,68	1,90	1,62			
Área Alagada	1,71	1,96	1,99	2,00	1,68		
Água	2,00	2,00	2,00	2,00	1,98	1,70	

Os índices apresentados em vermelho destacam os valores abaixo de 1,9, portanto, aqueles que não obtiveram boa separabilidade.

Observa-se que os pares de classes da vegetação apresentaram os valores mais baixos, indicando a incapacidade de separar a vegetação em área úmida das de áreas secas (terra-firme) através desta classificação.

Os outros valores abaixo de 1,9 são justificáveis pela proximidade das características espectrais entre estas classes.

Estes números indicam a confusão espectral entre essas determinadas classes de cobertura e uso do solo da região estudada e dão ideia da dificuldade em distinguir essas fisionomias utilizando apenas os atributos espectrais da TC baseada nas cenas do Landsat 5.

A matriz de confusão apresentou um índice de Exatidão Global de 76,3%, classificando corretamente 87,1% dos pontos coletados. O valor do Coeficiente Kappa encontrado foi de 0,72. Os resultados da matriz de confusão gerados neste estudo podem ser observados na tabela 6.

Tabela 6 - Resultados da matriz de confusão.

Classes	Veg. Terra-firme	Água	Reg. da Veg.	Área Alagada	Solo Exposto	Solo Úmido	Veg. Área Úmida
Veg. Terra-firme	41	0	1	0	0	0	74
Água	0	100	0	16	0	0	0
Reg. da Veg.	1	0	92	0	0	0	0
Área Alagada	0	0	0	84	0	0	1
Solo Exposto	0	0	7	0	97	0	0
Solo Úmido	0	0	0	0	3	100	0
Veg. Área Úmida	59	0	0	0	0	0	25

O resultado da matriz de confusão, em concordância com os resultados da análise dos Índices de Jeffries-Matusita e Transformada de Divergência, demonstra a dificuldade de classificação para as classes de vegetação. Prova disso é que, para a classe de Vegetação em terra-firme, teve mais pontos classificados como Vegetação em Áreas Úmidas do que em sua própria classe (destacado em vermelho na tabela 6).

Esse fato justifica o procedimento metodológico de associação com a altitude para a distinção de cada tipo de vegetação, tanto as de terra-firme, como as em Área Úmida. Alguns pontos de Área Alagada foram relacionados à classe Água, esse fato não apresentou maior problema, uma vez em que as classes foram unidas posteriormente.

6. CONCLUSÕES

Considerando-se as diferenças das características espectrais entre as cenas do satélite Landsat 5, tais como fenologia, umidade do solo, ângulo solar, oriundas do uso de cenas de diferentes datas, essa metodologia se mostrou eficiente para a detecção de áreas alagadas para essa escala de trabalho, através das bandas índices geradas através da transformação *Tasseled Cap*. Entretanto não obteve resultados satisfatórios para diferenciar a vegetação em áreas altas da vegetação ciliar ou em áreas alagadas.

Essa inconsistência foi retificada através do uso do MDE-HAND, que possibilitou a detecção de áreas suscetíveis a inundação, mesmo que sob dossel mais denso. Esse estudo revela que o algoritmo HAND tem grande potencial para determinação de áreas sujeitas a inundação, solucionando o problema para detectar áreas inundadas sob vegetação.

Essa metodologia se mostrou útil na classificação de imagens Landsat-5 para detectar os padrões espaciais complexos das zonas úmidas da planície de inundação do Médio Araguaia, sendo um método prático e aplicável a grandes conjuntos de dados mesmo em áreas com padrões de ocupação do solo complexos e significativas incertezas radiométricas. Porém é imprescindível um bom conhecimento da área de estudo.

A delimitação de áreas sujeitas a inundações deve ser complementada através de reconhecimento e comprovação dos resultados em campo.

A restrição dessa abordagem é o nível limitado de detalhes em informações de atributos que podem ser mapeadas através dos dados de sensoriamento remoto aqui utilizados, como por exemplo, a limitação do uso de sensores ópticos para identificar áreas alagadas abaixo de florestas mais densas. Outro fator que prejudicou a abordagem foi a resolução espacial dos dados do MDE utilizado, impossibilitando a detecção e identificação altamente precisa.

Entretanto, é possível utilizar os resultados obtidos como uma fonte de distribuição espacial das áreas sujeitas a inundação confiável, para a escala utilizada neste estudo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **HidroWeb: Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br>. Acesso em: 27 dez. 2013.

ALFAYA, F. A. V. S. **Mapeamento de Áreas Alagáveis da Calha Solimões/Amazonas Utilizando Análise de Imagens Baseada em Objeto com Dados MDE-SRTM**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 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**, 34(8). 2007.

AQUINO, S. S.; STEVAX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. Regime hidrológico e aspectos do comportamento morfohidráulico do rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.6, n.2, p. 29-41, 2006.

AQUINO, S. S.; LATRUBESSE, E. M.; SOUZA FILHO, E. E. Caracterização Hidrológica e Geomorfológica dos Afluentes da Bacia do Rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geomorfologia** - v. 10, nº 1. 2009.

ARAÚJO NETO, M. D. et al. The murundus of the Cerrado region of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 2, p. 17-35, 1986.

ASELMANN, I., AND CRUTZEN, P. J. Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net productivity, seasonality and possible methane emissions. **J. Atmos. Chem.** 8:307-358. 1989.

BARBOSA, O. **Geologia estratigráfica e econômica da área do “Projeto Araguaia**. Monografia da Divisão de Geologia e Mineralogia - CPRM.- Geological Survey of Brasil, 19: 1-94, Rio de Janeiro. 1966.

BAPTISTA, G.; MACEDO, M.; NETTO, J. S. M.; MENESES, P. R. **Análise de Métodos de Correção Atmosférica na Determinação do Índice Espectral RCGB dos Solos Tropicais por Meio dos Dados do Sensor Hiperespectral Aviris (Airborne Visible/InfraRed Imaging Spectrometer)**. 2001

BAYER, M. **Diagnóstico dos processos de erosão/assoreamento na planície aluvial do rio Araguaia: entre Barra do Garças e Cocalinho**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Estudos Sócio- Ambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 138 f. 2002.

BAYER, M., CARVALHO T. M. PROCESSOS MORFOLÓGICOS E SEDIMENTOS NO CANAL DO RIO ARAGUAIA. REA – **Revista de estudos ambientais**, v.10, n. 2, p. 24-31, jul./dez. 2008.

BENTZ, C. M. **Avaliação da Transformação radiométrica dos dados TM/Landsat – 5 em Reflectâncias**. Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto, INPE, 142pp. 1990.

BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de Maio de 2012**. Diário Oficial da União. 2012.

BRULAND, G. L. Coastal wetlands: function and role in reducing impact of land-based management. p. 85–124. In A. Fares and A. I. Al-Kadi (eds.) **Coastal Watershed Management**. WIT Press, Southampton, UK. 2008.

CARVALHO, T.M. QUANTIFICAÇÃO DOS SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO E DE FUNDO NO MÉDIO RIO ARAGUAIA **Rev.Geogr. Acadêmica** v.1 n.1(xii.2007) 55-64. 2007.

CARVALHO, A. P. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; SOUZA MARTINS, E.; BUSTAMANTE, M. M. C. UTILIZAÇÃO DO CLASSIFICADOR SPECTRAL CORRELATION MAPPER EM IMAGENS TM-LANDSAT. **Espaço & Geografia**, Vol.5, n°. 1. 219:232. 2002.

CHAVEZ, P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.

COELHO, André Luiz Nascentes. Modelagem hidrológica da bacia do Rio Doce (MG/ES) com base em imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*). **Caminhos de Geografia**, v. 8, n. 22, 2007.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO ESTADO DE TOCANTINS – CODENTINS. **Estudo de Impacto Ambiental EIA-RIMA, Projeto Javaés: sub-projeto Lagoa**. Palmas, 1996. v.2.

CONGALTON, R.G., A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. **Remote Sensing Environment**, V37, 1991, pp 35-46

CORRÊA, G. F. **Les microrelief “murundus” et leur environnement pédologique dans l’ouest du Minas Gerais, région du plateau central brésilien**. 1989. 144f. Thèse (Doctorat em Seul) – Université de Nancy I, Vandoeuvre-les- Nancy, 1989.

COSTA, L. M. M.; ZEILHOFER, P.; RODRIGUES, W. S. Avaliação do Classificador SVM (*Support Vector Machine*) no Mapeamento de Queimadas no Pantanal Mato-Grossense. **III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação Recife - PE, 27-30 de Julho de 2010** p. 1-5.

COWARDIN, L. M. **Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the U.S.** DIANE Publishing, 1979.

CRIST, E.; P.; CICONE, R. C. A physically-based transformation of Thematic Mapper data---The TM Tasseled Cap. **Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on**, n. 3, p. 256-263, 1984a.

CRIST, E., CICONE, R. C. Application of the Tasseled Cap Concept to Simulated Thematic Mapper Data. In: **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, vol. 50, n.3, pp. 343- 352, 1984b.

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. UNICAMP, Instituto de Geociências, Departamento de Metalogênese e Geoquímica, Campinas. 170 p. 1993.

DAVRANCHE, A.; LEFEBVRE, G.; POULIN, B. Wetland monitoring using classification trees and SPOT-5 seasonal time series. **Remote sensing of environment**, v. 114, n. 3, p. 552-562, 2010.

DEZETTER, A., RUELLAND, D., & NETTER, C. **Flood monitoring of the Inner Niger Delta using high resolution radar and optical imagery.** IAHS-AISH publication, 78-84. 2011.

DUGAN P. (Ed.). *Wetlands in Danger – A World Conservation Atlas.* Oxford University Press, New York, United States of America. 1993.

DURAN, G. Y. B.; SOUSA_JÚNIOR, M. A. Uso de técnica Tasseled CAP y de los índices NDWI y MNDWI para la delimitación de áreas propensas a inundación Estado Guárico, Venezuela. In: XIV Simpósio Internacional SELPER, 2010, Guanajuato. **Memórias do XIV Simpósio Internacional SELPER.** Cidade Mexico: SELPER, 2010. v. 1.

EITEN, G., Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. *Acta Amazonica*, 15, 275– 301, 1985.

ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Editora Interciência. 1998.

EVANS, T.; COSTA, M.; TOMAS, W.; RESTEL, A. Large-scale habitat mapping of the Brazilian Pantanal wetland: a SAR remote sensing approach. **Anais 4º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Bonito, MS, 20-24 de outubro 2012.

FELFILI, J. M. **Principais fisionomias do Espigão Mestre do São Francisco.** In: FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M.C. (Org.). Biogeografia do Bioma Cerrado: Estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Brasília: Universidade de Brasília, 2001. p. 18-30.

FINLAYSON C. M., DAVIDSON N. C., SPIERS A. G., STEVENSON N. J. Global wetland inventory – current status and future priorities. **Marine & Freshwater Research**, 50:717-727. 1999.

GAO, B. NDWI - A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water from Space. **Remote sensing of environment**, v. 58, n. 3, p. 257-266, 1996.

GIDUDU A.; HULLEY G.; MARWALA T. Image Classification Using SVMs: One-against-One Vs One-against-All. In: Asian Conference on Remote Sensing (ACSR), 28, 2007, Kuala Lumpur. **Proceedings...** Singapore: ACSR, 2007.

GILBERT, K. M., TOBE, J. D., CANTRELL, R. W., SWEELEY, M. E., & COOPER, J. R. **The Florida wetlands delineation manual.** Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, FL. 1995.

GILMER, D., WORK, E., COLWELL, J.; REBEL, D. "Enumeration of Prairie Wetlands with Landsat and Aircraft Data", **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 46, 631-634. 1980.

GLERIANI, J. M.; ANTUNES, M. A. H. EPIPHANIO, J. C. N. Coeficientes da transformação espectral Tasseled Cap para uma cena com predomínio de latossolo roxo. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 11, p. 101-107, 2003.

GOMES, T. S.; LOBÃO, J. S. B. Delimitação de sub-bacias a partir do uso de imagem SRTM/NASA: um estudo da Bacia do Rio Jacuípe-BA. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)**, v. 14, p. 3841-3848, 2009.

GONG, H.; JIAO, C.; ZHOU, D.; LI, N. Scale Issues of Wetland Classification and Mapping Using Remote Sensing Images: A Case of Honghe National Nature Reserve in Sanjiang Plain, Northeast China. *Chin. Geogra. Sci.* 2011 21(2) 230–240

GROHMANN, C. H.; RICCOMINI, C.; STEINER, S. S. Aplicação de modelos de elevação SRTM em geomorfologia. *Revista de Geografia Acadêmica*, v.2 n. 2, p. 73-83, 2008.

GUMMA M., THENKABAIL P.S., FUJII H., NAMARA R. Spatial models for selecting the most suitable areas of rice cultivation in the Inland Valley Wetlands of Ghana using remote sensing and geographic information systems. *Journal of Applied Remote Sensing* 3. 2009.

GÜRTLER, S.; LUIZ, A. J. B.; EPIPHANIO, J. C. N. Uniformização de imagens Landsat para previsão de safras agrícolas. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, v. 11, p. 109-116, 2003.

GUYOT, G., GUYON, D., & RIOM, J. Factors affecting the spectral response of forest canopies — A review. *Geocarto International*, 4, 3–18. 1989.

HALL, F. G. Radiometric rectification: toward a common radiometric response among multirate, multisensor images. *Remote Sensing of Environment*, v. 35, n. 1, p. 11-27, 1991.

HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; MELACK, J. M. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archiv für Hydrobiologie*, 137: 1-23. 1996.

HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; MELACK, J. M. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012)*, v. 107, n. D20, p. LBA 5-1-LBA 5-14, 2002.

HANSEN, M. C., FRIES, R. S. D., TOWNSHEND, J. R. G., SOHLBERG, R. Global land cover classification at 1 km resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 1331– 1364. 2000.

HESS, L., MELACK, J. AND SIMONETT, D. Radar Detection of Flooding Beneath the Forest Canopy: A Review. *International Journal of Remote Sensing*, 11, 1313-1325. 1990.

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

HIRANO, A., Welch, R., & Lang, H. Mapping from ASTER stereo image data: DEM validation and accuracy assessment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57(5), 356-370. 2003.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.geoservicos.ibge.gov.br/geoserver/web/>. Acessado em 30/01/2014.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA E TECNOLOGIA EM ÁREAS ÚMIDAS - INAU. **Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo**

Sustentável, elaborado pelo Grupo de Peritos em Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras, organizado por Wolfgang J. Junk. 2013.

INTECOL WETLAND WORKING GROUP. The Cuiabá Declaration on Wetlands. In: **INTECOL WETLAND CONFERENCE HELD**, 8, 2008, Cuiabá. State of wetlands and their role in a world of global climate change. Cuiabá: INTECOL, 2008. 4 p. (Ramsar COP10 doc. 31). Disponível em: http://assets.wwf.org.br/downloads/cuiaba_brazil_wetlanddeclaration_o.pdf Acesso 15 jul 2013.

JACOBSEN, K. **DEM generation from satellite data**. *EARSeL Ghent*, 273-276. 2003.

JACKSON, R. D. Spectral Indices in N-space. **Remote sensing of environment**, v. 13, n. 5, p. 409-421, 1983.

JENSEN, J. R., HODGSON, M., CHRISTENSEN, E., MACKEY, H. E., TINNEY, L.; SHARITZ, R. Remote Sensing of Inland Wetlands: A Multispectral Approach. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 52, 87-100. 1986.

JENSEN, J.R. **Introductory Digital Image Processing: remote sensing perspective**. 2. ed. New Jersey: P. Hall, 318p., 1996.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; SCHÖNGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY M.; WITTMANN, F. A classification of major Amazonian wetlands. **Wetlands** 31(4), 2011. p. 623–640.

JUNK, W. J., BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E.: The flood pulse concept in river-floodplain systems, in: **Proceedings of the International Large River Symposium, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, edited by: Dodge, D. P., Ottawa, Canada, 110–127, 1989.

JUNK, Wolfgang J. Wetlands of Tropical South America. In: **Wetlands of the world: Inventory, ecology and management Volume I**. Springer Netherlands, 1993. p. 679-739.

JUNK, Wolfgang J. (Ed.). **The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system**. Springer, 1997.

JUNK, Wolfgang J.; PIEDADE, M. T. F. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. In: **Amazonian Floodplain Forests**. Springer Netherlands, 2011. p. 3-25

JUSTICE, C.; BELWARD, A.; MORISETTE, J.; LEWIS, P.; PRIVETTE, J.; BARET, F. Developments in the ‘validation’ of satellite sensor products for the study of land surface. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, p. 3383–3390, 2000.

KAUTH, R. J.; THOMAS, G. S. The tasselled cap--a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. In: **LARS Symposia**. 1976. p. 159.

KELLNDORFER, J.; WALKER, W.; PIERCE, L.; DOBSON, C.; FITES, J.A.; HUNSAKER, C.; VONA, J.; CLUTTER, M. Vegetation height estimation from Shuttle Topography Mission and National Elevation Datasets. **Remote sensing of Environment**, v. 93, p. 339-358. July 2004.

KERR, J.; OSTROVSKY, M. From space to species: ecological applications for remote sensing. **Evolution**, v. 18, n. 6, p. 299-305, 2003.

KULAWARDHANA, R. W.; THENKABAIL, P. S.; VITHANAGE, J.; BIRADAR, C.; ISLAM, M. A.; GUNASINGHE, S.; ALANKARA, R. Evaluation of the wetland mapping methods using Landsat ETM+ and SRTM data. **Journal of Spatial Hydrology**, v. 7, n. 2, 2008.

LATRUBESSE, E. M.; PRADO, R. Avaliação das mudanças no canal do rio araguaia através de dados geomorfológicos semi-quantitativos e sua relação com o desmatamento do Cerrado. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.6, n.2, p.1-28, 2006.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do Rio Araguaia, Brasil Central. **Revista UnG Geociências**, São Paulo 5.1: 65-73. 2006.

LATRUBESSE, M. E.; STEVAUX J. C. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. **Zeitschrift für Geomorphologie**, v.129, p.109-127, 2002. Suplemento.

LATRUBESSE, E. M.; Amsler, M. L.; De Moraes, R. P.; Aquino, S. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: the Araguaia case. **Geomorphology**, Amsterdam, 2007.

LEE, K. H.; LUNETTA, R. S. Wetland detection methods. **Wetland and Environment Applications of GIS**. Lyon and J. McCarthy, editors), Lewis, Boca Raton, Florida, pp. 249-284. 1995.

LEOPOLD, L. B., WOLMAN, M. G. & MILLER, J. P. **Fluvial processes in geomorphology**. San Francisco: Freedman, 1964, 319 p.

LIMA, W. de P. 1989. Função hidrológica da mata ciliar. In: BARBOSA, L.M. (coord.). SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR., 1989, São Paulo- SP. Anais... Campinas : Fundação Cargill. p. 25-42.

LOVELAND, T. R., REED, B. C., BROWN, J. F., OHLEN, D. O., ZHU, Z., YANG, L., & MERCHANT, J. W. Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. **International Journal of Remote Sensing**, 21, 1303–1330. 2000.

MALTCHIK, L. Biodiversidade e estabilidade em lagoas do semi-árido. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 148, p. 64-67, 1999.

MALTCHIK, L.; BERTOLUCI, V. D. M.; ERBA, D. A. Inventário das áreas úmidas do município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas Botânicas**, v. 53, p. 79-88, 2003.

MANAVALAN, P.; SATHYANATH, P.; RAJEGOWDA, G. L. Digital image analysis techniques to estimate waterspread for capacity evaluations of reservoirs, **Photogrammetric Engineering by Remote Sensing**, 59(9):1389-1395. 1993.

MANGABEIRA, J. A. C.; AZEVEDO, E. C.; LAMPARELLI, R. A. C. **Avaliação do Levantamento do Uso das Terras por Imagens de Satélite de Alta e Média Resolução Espacial**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, (Comunicado Técnico, 11). 16 p. 2003.

MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MEWS, H. A.; JANCOSKI, H. S.; FRANCAZAK, D. D.; LIMA, H. S.; ... ; MORESCO, M. C. Floristics of floodplain 'murundus' of the Pantanal of Araguaia, Mato Grosso, Brazil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 26, n. 1, p. 181-196, 2012.

MARTINI, P. R. Áreas úmidas da América do Sul registradas em imagens de satélites. **Geotecnologia no Pantanal**. Campo Grande, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 876-882. 2006.

MARTINS, A. K. E.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, E.; SOARES, V. P.; CORRÊA, G. R.; MENDONÇA, B. A. F. D. Relações solo-geoambiente em áreas de ocorrência de Ipucas na planície do Médio Araguaia - Estado de Tocantins. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 297-310, 2006.

MATHER, P. M. Computer processing of remotely-sensed images: an introduction. 2.ed. Chichester: John Wiley & Sons, 1999. 292p.

MATTHEW, M. W.; ADLER-GOLDEN, S. M.; BERK, A. Atmospheric correction of spectral imagery: Evaluation of the FLAASH algorithm with AVIRIS data. 31st. **Applied Imagery Pattern Recognition Workshop**, 2002.

MATTHEWS, E., FUNG, I. Methane emissions from natural wetlands: Global distribution, area, and environmental characteristics of sources. **Global Biogeochem. Cycles** 1:61-86. 1987.

MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International journal of remote sensing**, v. 17, n. 7, p. 1425-1432. 1996.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of wetlands on a global scale. **SILNews**, v.42, p.1-5, 2004.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. In: Junk, W. J.; Piedade, M.T.F; Wittmann, F; Schöngart, J; Parolin, P. (org.) **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Springer Verlag, 2010.

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**, 13, 215-232. 1995.

MICELI, B. S.; DIAS, F. M.; SEABRA, F. M.; SANTOS, P. R. A.; FERNANDES, M. C. Avaliação vertical de modelos digitais de elevação (MDEs) em diferentes configurações topográficas para médias e pequenas escalas. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 63/01, p. 191- 201, 2011.

MORISSETTE, J. T.; NICKESON, J. E.; DAVIS, P.; WANG, Y.; TIAN, Y.; WOODCOCK, C. E., ... ; KENNEDY, R. E. High spatial resolution satellite observations for validation of MODIS land products: IKONOS observations acquired under the NASA Scientific Data Purchase. **Remote Sensing of Environment**, v. 88, n. 1, p. 100-110, 2003.

MITSCHE, W. J., NAHLIK, A.; WOLSKI, P., BERNAL, B., ZHANG, L. & RAMBERG, L. Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon

- sequestration, and methane emissions. **Wetlands Ecology and Management**, 18(5): 573-586. 2009.
- MORAN, M. S., JACKSON, R. D.; SLATER, P. N.; TEILLET, P. M. Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. **Remote Sensing of Environment**, 41:169–84. 1992.
- MORAIS, R. P.; Oliveira, L. G.; Latrubesse, E. M.; Pinheiro, R. C. D. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. **Acta Sci. Biol. Sci.**, Maringá, v. 27, n. 3, p. 203-213, 2005.
- MORAIS, R. P. **Mudanças históricas na morfologia do canal do rio Araguaia no trecho entre a cidade de Barra do Garças (MT) e a foz do rio Cristalino na Ilha do Bananal no período das décadas de 60 e 90.** 2002.
- MORAIS, R. P. **A planície aluvial do Médio Araguaia: processos geomorfológicos e suas implicações ambientais.** Diss. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.
- MUNYATI, C. Wetland change detection on the Kafue Flats, Zambia, by classification of a multitemporal remote sensing image dataset. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, n. 9, p. 1787-1806, 2000.
- NEIFF, J. J. Planícies de inundação são ecótonos. **Ecótonos na interfaces dos ecossistemas aquáticos.** São Carlos: Rima, p. 29-46, 2003.
- NELSON, R. F. Reducing Landsat MSS scene variability. **Photogrammetric Engineering of Remote Sensing**, 51 (5): 583-593. 1985.
- NOBRE, A. D., HIRATA, Y., HONZAK, M., & CAMPOS, A. C. **Vegetation classification and mapping of Manaus region using passive remote sensing.** In N. Higuchi, M. A. A. Campos, P. T. B. Sampaio, & J. Santos (Eds.), *Pesquisas florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas da Amazonia, Projeto Jacaranda* (pp. 28–49). Manaus: MCT-INPA & Jica pub. 1998.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações.** 4.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2010. 387 p.
- NOVO, E. M. L. M., & SHIMABUKURO, Y. E. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. **International Journal of Remote Sensing**, 18, 663– 670. 1997.
- NOVITZKI, R., SMITH, R., FRETWELL, J. Wetland functions, values and assessment. In: **National Water Summary on Wetland Resources.** USGS Water Supply, Washington DC, USA 2425, 79–86. 1996.
- O'CALLAGHAN, J. F., & MARK, D. M. The extraction of drainage networks from digital elevation data. **Computer Vision, Graphics and Image Processing**, 28, 323–344. 1984.
- OECD. **Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and sub-tropical wetlands.** OECD, Paris, France. 1996.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. Floodplain "murundus" of central Brazil: Evidence for the termite-origin hypothesis. **Journal of Tropical Ecology**, 8(1), 1-19. 1992.

- OLIVEIRA RODRIGUES, G., NOBRE, A. D., SILVEIRA, A. C., & CUARTAS, L. A. Efeitos da resolução espacial de dados SRTM na descrição de terrenos obtida pelo modelo HAND (Height Above the Nearest Drainage)—estudo de caso em Manaus/AM. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.5769
- ONA S. A. Engenharia, Comércio e Industria. **Projeto Rio Formoso: Suplementação dos Recursos Hídricos**, 2001. v.1. 219p, (Relatório Técnico).
- PATTEN, B. C. Wetlands and shallow continental waterbodies: Volume I. Natural and human relationships. **SPB Academic Publishing**. 1990.
- PFAFSTETTER, O. **Classificação de Bacias Hidrográficas – Metodologia de Codificação**. Rio de Janeiro, RJ: DNOS, 1989.
- PIC, A.; RENNÓ, C. D.; PINHEIRO, T. F.; SOARES, J. V. Avaliação da influência da vegetação nos dados SRTM para a região amazônica. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)**, 13., 2007, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE, 2007. Artigos, p. 6929-6931.
- POWERS, R. P., HAY, G. J., CHEN, G. How wetland type and area differ through scale: A GEOBIA case study in Alberta's Boreal Plains. **Remote Sensing of Environment**, 117, 135-145. 2012.
- PRIGENT C., PAPA F., AIRES F., JIMENEZ C., ROSSOW W.B., MATTHEWS E. Changes in land surface water dynamics since the 1990s and relation to population pressure. **Geophysical Research Letters**, 39. 2012.
- RABUS, B.; EINEDER, M.; ROTH, A.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission—a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. **Photogrammetry and Remote Sensing**. v. 57, p. 241-262, 2003.
- RADAM-BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria – Geral. Projeto RADAM BRASIL. **Folhas SC.22, SD.22 e SE 22; Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso Potencial da Terra**. Rio de Janeiro, 1981.
- RAMSAR. **The Ramsar Convention Manual: a Guide to the Convention on Wetlands** (Ramsar, Iran, 1971), 4th ed. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat, 2006.
- RAMSAR. **Cold Regions Research and Engineering Ramsar handbooks for the wise use of wetlands**, 4th edition, 2010.
- RENNÓ, C. D., NOBRE, A. D., CUARTAS, L. A., SOARES, J. V., HODNETT, M. G., TOMASELLA, J., WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, 112(9). 2008.
- RESENDE, M. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 4.ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2002. 338 p.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T.. Fitofisionomias do bioma Cerrado. **Cerrado: ambiente e flora**, 1998.
- RICHARDS, J. A., XIUPING J. **Remote sensing digital image analysis**. Vol. 3. Berlin et al.: Springer, 1999.

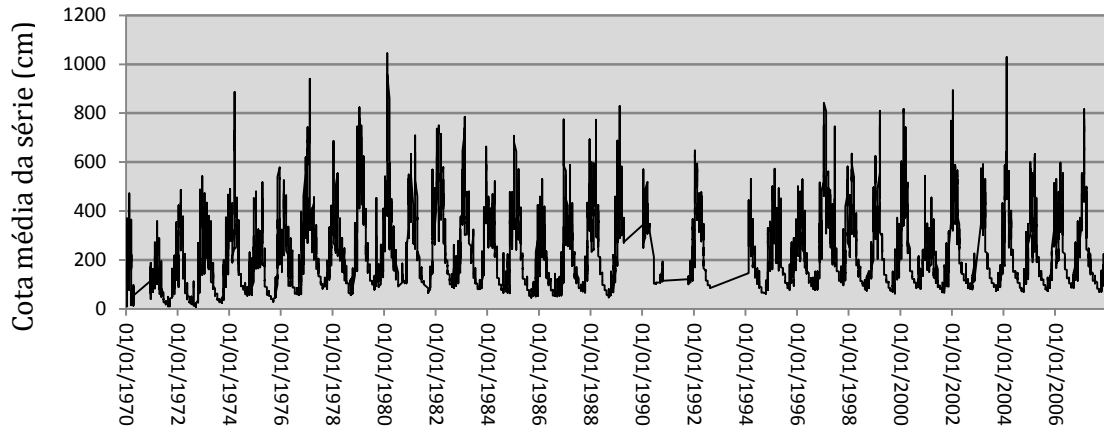
- RIZZINI, C. T. **Árvores e madeiras úteis do Brasil: manual de dendrologia brasileira.**São Paulo: Edgard Blucher, 1992. 295 p.
- ROCHA, P. C. Geomorfologia e conectividade em ambientes fluviais do alto Rio Paraná, Centro-Sul do Brasil. **Boletim de Geografia**, 28(2), 157-176. 2010.
- ROCHA, P. C., de ARAÚJO ROCHA, R. R. Sistemas Rio-Planície de Inundação: Geomorfologia e Conectividade Hidrodinâmica. **Revista Tópos**, 1(2), 81-112. 2013.
- RODRIGUEZ, E., MORRIS, C. S., BELZ, J. E. A global assessment of the SRTM performance. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 72(3), 249–260. 2006.
- RODRIGUES, T. L.; DEBIASI, P.; DE SOUZA, R. F.. Avaliação da adequação dos produtos ASTER GDEM no auxílio ao mapeamento sistemático brasileiro. III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e **Tecnologias da Geoinformação. Recife-PE**, p. 27-30, 2010.
- RUNDQUIST, D. C.; NARUMALANI, S.; NARAYANAN, R. M. A review of wetlands remote sensing and defining new considerations. **Remote Sensing Reviews**,20:3, 207-226. 2001.
- RUBERT, O. A. V. **Codificação automática de regiões hidrográficas utilizando sistemas de informação geográfica.** Viçosa: UFV, 2000.
- RUSSI D., TEN BRINK P., FARMER A., BADURA T., COATES D., FÖRSTER J., KUMAR R. AND DAVIDSON N. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. IEEP, London and Brussels; Ramsar Secretariat, Gland. 2013.
- SCHIEMER, F., ZALEWSKI, M. THORPE, J. E.. "Land/inland water ecotones: intermediate habitats critical for conservation and management." The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish. **Springer Netherlands**, 1995. 259-264.
- SILVA JUNIOR, M. C.; FELFILI, J. M. **A vegetação da Estação Ecológica de Águas Emendadas.** Brasília-DF: GDF - SEMATEC/IBAMA, 1996. v.1, 35p.
- SILVA, T. S. F. **Imagens EOS-MODIS e LANDSAT-5 TM no estudo da dinâmica das comunidades de macrófitas na várzea Amazônica** – São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2004.178 p.
- SAWAKUCHI, H. O. **Alteração do uso e cobertura do solo na bacia do médio Araguaia, Brasil Central.** Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, 131 p. Piracicaba. 2010.
- SEEVERS, P.; PETERSON, R.; MAHONEY, R.; MARONEY, D.; RUNDQUIST, D. An Inventory of Nebraska Wetlands with the use of Imagery from the Earth Resources Technology Satellite. **Proceedings, Fourth Annual Remote Sensing of Earth Resources Conference**, University of Tennessee Space Institute, pp. 281-292. 1975.
- SILVA, J. A. A. D., Nobre, A. D., Manzatto, C. V., Joly, C. A., Rodrigues, R. R., Skorupa, L. A., ... & Rech Filho, E. L. **O Código Florestal ea ciência: Contribuições para o diálogo.** Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência – SBPC 95Academia Brasileira de Ciências – ABC. 2011.

- SILVA, W. F., MOLLERI, G. S. F., & PINTO, M. B. P. Análise do modelo HAND para a indicação de áreas suscetíveis a eventos críticos de cheias. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE
- SIQUEIRA, P., HENSLEY, S., SHAFFER, S., HESS, L., MCGARRAGH, G., CHAPMAN, B., & FREEMAN, A. A continental-scale mosaic of the Amazon Basin using JERS-1 SAR. **Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on**, 38(6), 2638-2644. 2000.
- SMITH, L. C. Satellite remote sensing of river inundation area, stage, and discharge: A review. **Hydrological Processes**, 11:1427-1439. 1997.
- SOUSA, B. F. S., dos SANTOS TEIXEIRA, A. Classificação de bioma caatinga usando Support Vector Machines (SVM). **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 14 (SBSR), 7917-7924. 2009.
- SPIERS A. G. Review of international/continental wetland resources. Pp 63-104 in: C.M. Finlayson, A.g. Spiers (eds.), Global review of wetland resources and priorities for inventory. **Supervising Scientist Report**, n°. 144. Canberra, Australia. 1999.
- STANFORD, J. A., WARD, J. V., An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. **J. North Am. Benthol. Soc.** 12, 48-60 pp. 1993.
- STONE, T. A., SCHLESINGER, R., HOUGHTON, R. A., & WOODWELL, G. M. A map of vegetation of South America based on satellite imagery. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 60, 541– 551. 1994.
- THOMAZ, S. M., ROBERTO, M. D. C., BINI, L. M., VAZZOLER, A. E. A. M., & AGOSTINHO, A. A. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 73-102. 1997.
- TUCKER, C. J., GRANT, D. M., DYKSTRA, J. D. NASA's global orthorectified Landsat data set. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 70, n. 3, p. 313–322, 2004.
- TURNER, J.; RUNDQUIST, D. **Wetlands Inventory of the Omaha District**. U.S. Army Corps of Engineers, p. 110. 1981.
- UNWWAP. United Nations World Water Assessment Programme. The World Water Development Report 1: **Water for People, Water for Life**. 2003.
- VALERIANO, M. M.; KUPLICH, T. M.; STORINO; M. AMARAL, B. D.; MENDES, J. N.; LIMA D. J. Modeling small watersheds in Brazilian Amazonia with shuttle radar topographic mission-90 m data. **Computers and Geoscience**, v.32, p1169-1181, oct. 2006.
- VALERIANO, M. M.; ABDON, M. M.. Aplicação de dados SRTM a estudos do Pantanal. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 59, n. 1, 2011.
- VAN DER MEER. New Environmental RS systems. In: A. K. Skidmore, ed. **Environmental modelling with GIS and RS**. London: Taylor and Francis, 26-51. 2002.

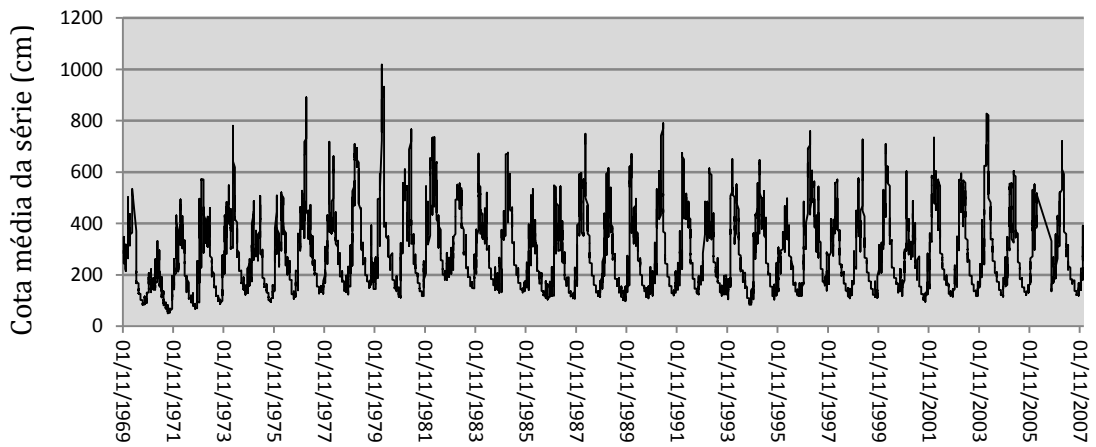
- VAPNIK, V.; CORTES, C. Support-Vector Networks. **Machine Learning**, v. 20, p. 273-297, 1995a.
- VAPNIK, V.N. **The Nature of Statistical Learning Theory**. New York, Springer-Verlag, 332 p. 1995b.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, vol.37, p. 130-137. 1980.
- VIEIRA, C. P. Alterações na cobertura vegetal: interferência nos recursos hídricos. **Silvicultura**, v. 20, p. 26-27, 2000.
- VIEIRA, P. A. **Caracterização das unidades geomorfológicas da planície do Bananal. Dissertação**. 124 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Estudos Sócio-ambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2002.
- VIEIRA, L. C. G. **Padrões ecológicos da comunidade zooplanctônica na planície de inundação do Rio Araguaia**. 97 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia-GO. 2008.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. **Research needs in regulated river ecology. Regulated Rivers: Research & Management**. John Willey & Sons Ltd. Vol. 8, 205-209 pp. 1993.
- WILEN, B. O.; TINER, R. W. Wetlands of the United States. In: **Wetlands of the world: Inventory, ecology and management Volume I**. Springer Netherlands, 1993. p. 515-636.
- WULDER, M., BOOTS, B. "Local spatial autocorrelation characteristics of remotely sensed imagery assessed with the Getis statistic. *International Journal of Remote Sensing*. 1998.
- XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p. 3025-3033, 2006.
- YAMAGUCHI, Y.; FUJISADA, H.; KUDOCH, M.; KAWAKAMI, T.; TSU, H.; KAHLE, A. B; PNIEF, M. ASTER instrument characterization and operation scenario. **Advances in Space Research**, v 23, n. 8, p. 1415–1424, 1999.
- ZHOU, Q., LIU, X. Error assessment of grid-based flowrouting algorithms used in hydrological models. **International journal of geographical information science**, 16(8), 819–842. 2002.

ANEXOS

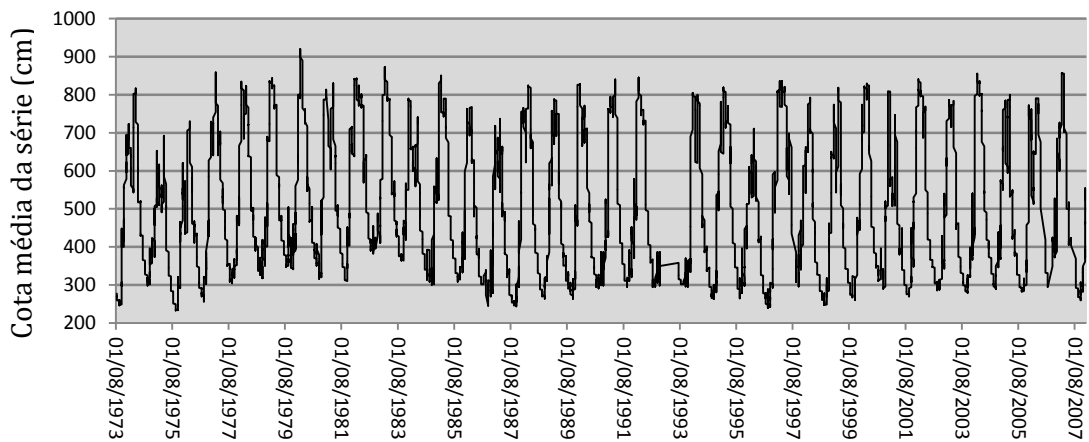
Hidrogramas da série histórica da estação hidrológica correspondente ao nível médio mensal. Fonte: ANA (2013)



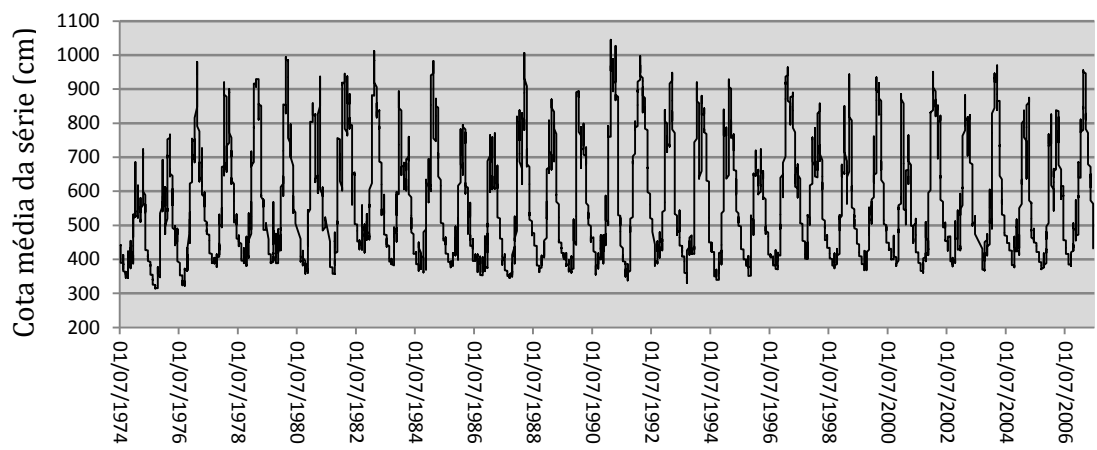
Barra do Garças



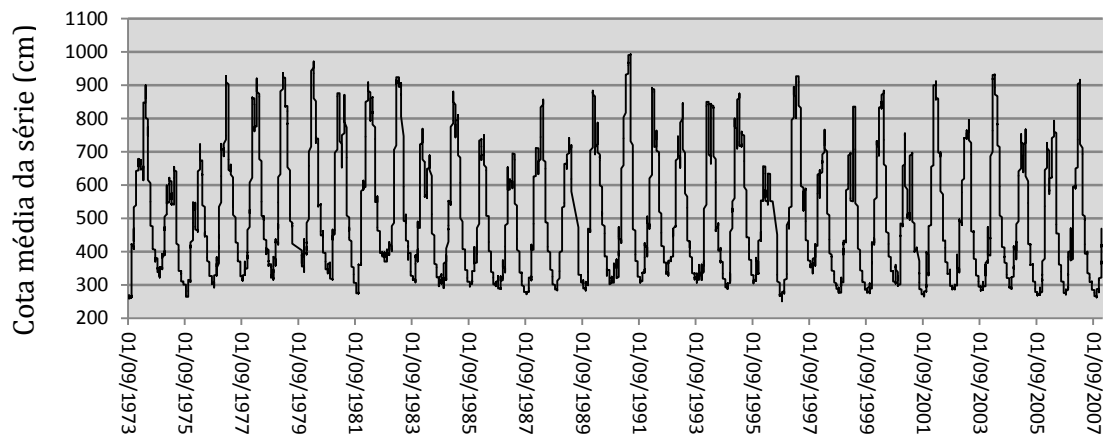
Aruanã



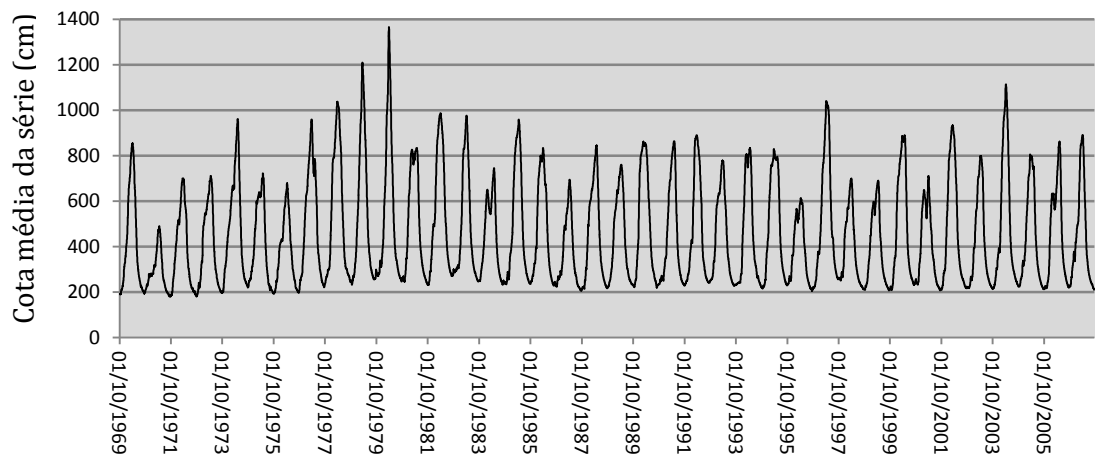
Luiz Alves



Bandeirantes



São Felix do Araguaia



Conceição do Araguaia