



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO**  
**FACULDADE DE ENGENHARIA FLORESTAL**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais**

**ANÁLISE TEMPORAL E CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DA PAISAGEM DE  
COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS DO MEGALEQUE DE CUIABÁ**

**Bruna Nunes da Cunha**

CUIABÁ-MT, 2018

**Bruna Nunes da Cunha**

**ANÁLISE TEMPORAL E CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DA PAISAGEM DE  
COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS DO MEGALEQUE DE CUIABÁ**

Orientador: Dr. Gustavo Manzon Nunes

Dissertação apresentada como parte da avaliação do  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais  
e Ambientais da Faculdade de Engenharia Florestal –  
Universidade Federal de Mato Grosso

CUIABÁ-MT, 2018

### **Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.**

N972a Nunes da Cunha, Bruna.  
ANÁLISE TEMPORAL E CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DA PAISAGEM  
DE COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS DO MEGALEQUE DE  
CUIABÁ / Bruna Nunes da Cunha. -- 2018  
98 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, 2018.  
Inclui bibliografia.

1. Classificação digital de imagens. 2. Análise de paisagem. 3. Pantanal. 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.**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO  
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS E AMBIENTAIS  
Avenida Fernando Corrêa da Costa, 2367 - Boa Esperança - Cep: 78060900 - CUIABÁ/MT  
Tel : 3615-8685/3615-8641 - Email : secpgcfa@ufmt.br

## FOLHA DE APROVAÇÃO

**TÍTULO:** Análise temporal e caracterização espacial da paisagem de compartimentos geomorfológicos do Megaleque de Cuiabá

AUTOR: Bruna Nunes da Cunha

Dissertação defendida e aprovada em 13/03/2018.

Composição da Banca Examinadora:

CUIABÁ, 13/03/2018.

Presidente da Banca/ Orientador: Gustavo Manzon Nunes  
Instituição: UFMT

Examinador Maricéia Tatjana Vilane  
Instituição: UNIC

Examinador André Pereira Dias  
Instituição: SEMA/MT

## **AGREDECIMENTOS**

À Universidade Federal de Mato Grosso, e ao Programa de Pósgraduação em Ciências Florestais e Ambientais.

Ao meu orientador Dr. Gustavo Manzon Nunes, por todo o aprendizado. A minha banca, Dr. Maricéia Tatiana Vilane e André Perreira Dias pelas correções e sugestões para a melhoria do trabalho, e a Dr. Catia Nunes da Cunha por todos os ensinamentos e inspiração que se estendem além da Universidade.

Aos meus colegas e amigos do LabSensor, em especial ao Rodrigo Adversi por toda a ajuda e amizade.

E à minha família, em especial aos meus pais, irmãs e avós, por todo amor e suporte que me deram e continuam dando, e ao Murilo, meu namorado, marido, amigo, que nunca permitiu que eu desistisse de nada em minha vida.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	<b>X</b>
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>6</b>
<b>1- INTRODUÇÃO</b> .....	<b>6</b>
<b>2- REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>10</b>
2.1. O PANTANAL E A LEGISLAÇÃO .....	10
2.2. BACIA SEDIMENTAR DO PANTANAL .....	14
2.2.1. Megaleque do Rio Cuiabá .....	14
2.2.1.1. Paleoleque do Cuiabá .....	18
2.2.1.3. Planície Fluvial Desconfinada .....	20
2.3. CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO .....	21
2.3.1. Classes Florestais - Florestas Sazonais.....	25
2.3.2. Classes Campestres – Savana .....	25
2.5. CLASSIFICAÇÃO DIGITAL DE IMAGENS.....	32
2.5.1. <i>Support Vector Machines</i> (SVM).....	42
2.5.2. Classificação orientada a objetos ( <i>Object-Based Image Analysis- OBIA</i> ).....	42
<b>3- MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>50</b>
3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	50
3.2. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS .....	51
3.2.1. Avaliação Temporal .....	53
3.2.2. Caracterização Atual .....	57
3.2.2.1. Classificação das Unidades Funcionais .....	57

3.2.2.2. Classificação das Subclasses.....	59
<b>4- RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>69</b>
4.1. Avaliação temporal.....	69
4.2. Caracterização atual.....	79
<b>5-CONCLUSÕES.....</b>	<b>88</b>
<b>7-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>90</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Compartimentos geomorfológicos do Megaleque do Cuiabá	17
Figura 02. Hiperplanos e vetores de suporte .....	43
Figura 03. Localização da área de estudo .....	50
Figura 04. Características dos sensores usados e sua finalidade .....	52
Figura 05. Fluxograma a classificação das subclasses... ..	60
Figura 06. Área denominada de “campo limpo” .....	61
Figura 07. Área denominada de “campo sujo” .....	62
Figura 08. Área denominada “Mata ciliar” .....	63
Figura 09. Área denominada de Formações Florestais .....	64
Figura 10. Área denominada “Florestas” .....	65
Figura 11. Área denominada “Áreas antropogênicas” .....	69
Figura 12. Resultado da Classificação SVM para o ano de 1986. ....	70
Figura 13. Resultado da Classificação SVM para o ano de 2016 .....	71
Figura 14. Resultado da mudança de classes ocorrida entre os anos 1986 e 2016.....	74
Figura 15. Aumento florestal .....	75
Figura 16. Classificação de unidades funcionais .....	79
Figura 17. Classificação final dos Macrohabitats e demais classes.....	81



## RESUMO

NUNES DA CUNHA, Bruna da. **ANÁLISE TEMPORAL E CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DA PAISAGEM DE COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS DO MEGALEQUE DE CUIABÁ.** 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá – MT. Orientador: Dr. Gustavo Manzon Nunes.

Através de sensoriamento remoto e métricas de paisagem as unidades presentes no Megaleque Fluvial do Pantanal foram identificadas, espacializadas, caracterizadas e quantificadas. As informações descreveram não só a situação atual de um de seus compartimentos, mas as mudanças de ocupação da área de estudo. A pecuária é a principal atividade econômica da região e a mudanças na forma como ela é praticada tem sido a principal responsável pela modificação e/ou destruição das paisagens naturais, principalmente de unidades florestais, verificada com o método SVM e imagens Landsat 5 e 8, dos anos 1986 e 2016. Com imagens CBERS 4 e execução via OBIA foram classificados seis macrohabitats e três classes referentes à vegetação, e as outras duas para corpos d'água e áreas antropogênicas. Os resultados das métricas apontaram para uma possível perda de área dos Campos limpo naturais para áreas antropizadas e para os Campos sujo, unidade natural esta que não conta com uma proteção específica nas legislações vigentes.

Palavras-chave: Classificação digital de imagens, análise de paisagem, Pantanal.

## **ABSTRACT**

Through remote sensing and landscape metrics, the Fluvial Megafan of the Pantanal units were identified, spatialized, characterized and quantified. The data collected described not only the current situation of one of its compartments, but also the changes in occupation of the studied areas. Livestock production is the main economic activity in the region and changes in its practices are the main responsible for the modifying and /or destruction of natural landscapes, especially units of forest land, verified by the smv method and also Landsat 5 and 8 images from the years 1986 and 2016. Through CBERS 4 images and execution via OBIA, six microhabitats and three classes referring to vegetation were classified, plus two classes pertinent to bodies of water and anthropogenic areas. The results from metrics point towards a likely loss of natural Clean Fields to anthropized areas and “Campos Sujo”, natural units that do not count with protection from current legislation.

Keywords: Digital image classification, landscape analysis, Pantanal.

## 1. INTRODUÇÃO

O Pantanal é uma bacia sedimentar tectonicamente ativa, caracterizada por uma dinâmica sedimentar que produz mudanças constantes na paisagem (ASSINE, 2003). Possui sua vasta paisagem marcada pela presença de leques dominados por fluxos gravitacionais encontrados próximos às encostas, na transição planalto – planície, e por um grande número de lagoas (SILVA, 2010; PUPIM et.al., 2012).

Compreende uma extensa superfície de acumulação, posicionada geomorfologicamente e hidrológicamente para atenuar e reduzir o escoamento da bacia do Alto Paraguai (PONCE, 1995). De relevo plano com cotas altimétricas variando de 80 a 150 m, sua baixa declividade associada às chuvas periódicas que caem na Bacia do Alto Paraguai, além da predominância de litologias sedimentares recentes que dificultam o escoamento das águas, mais a contribuição da água do subsolo causam inundações periódicas anuais e determinam uma variação entre anos em que se verificam alternância de períodos plurianuais mais secos ou mais chuvosos (MOURÃO et al., 2002; SOUZA et al.; 2006). A inundação é o fenômeno ecológico mais importante do Pantanal propagam-se de norte para o sul e de leste para oeste, ao longo do rio Paraguai e seus afluentes (ALHO, 2008; SOUZA et al.; 2006).

Devido à sua história geomorfológica, à sua localização às margens de três grandes domínios fitogeográficos e também à influência dos seus principais rios, o Pantanal apresenta uma notável heterogeneidade de ambientes (PENATTI, 2014). Segundo Sakamoto (1997), à medida que nos dirigimos da escala sub-regional, nota-se uma mudança na fisiografia da paisagem muitas vezes alternadas num espaço de poucos metros no terreno, principalmente quando se leva em consideração os gradientes topográficos, áreas de inundação do rio Paraguai, feições morfológicas do relevo, os solos e a vegetação, o que o torna naturalmente fragmentado (POTT, 2006; SILVA et al., 2007).

A complexidade geomorfológica, hidrológica e evolutiva do Pantanal promove os diversos tipos de habitats que formam um mosaico

(paisagem), cujas peças (unidades) são interconectadas e interagem de forma complexa, tornando os ambientes vulneráveis às perturbações ambientais e fortemente ameaçados pelas atividades humanas (CARVALHO & OZORIO, 2007; NUNES DA CUNHA & JUNK, 2015).

Grande parte da região pantaneira é constituída de propriedades rurais com extensas áreas de campos naturais, o que favoreceu a prática da pecuária extensiva por séculos, a pecuária tradicional conduzida pelos pantaneiros contribuiu para a conservação dessa região única no mundo (SANTOS et. al., 2002). Nos últimos anos têm-se intensificado a pressão por aumento da produtividade, alterando a forma de criação exclusivamente a pasto (SANTOS et. al., 2002; TOMICH et.al., 2005).

O Pantanal é um sistema novo, em formação, e distante de um clímax. É uma região onde os rios mudam seus leitos de um ano para o outro. O processo de entrada de sedimentos no sistema e a formação de novas paisagens é uma característica natural e permanente (EBERHARD, 2000). A variabilidade espacial e temporal (sazonal e interanual) da precipitação, evapotranspiração e as vazões resultantes, associadas, a excessiva atividade antropogênica nas bordas do Pantanal (planalto) estão acelerando o processo natural, mudando a dinâmica da água e conseqüentemente alterando a paisagem a ele associada e interferindo de maneira danosa no processo de maturação do sistema e colocado em risco a estável convivência entre a agropecuária e o meio ambiente que por anos ali fora estabelecida. O desenvolvimento e a conservação da bacia do Alto Paraguai dependem do singular comportamento hidrológico da bacia e por isso, é fundamental considerar a relação entre a região mais baixa (planície de inundação) e a região mais alta (planalto) (EBERHARD, 2000; TUCCI, 2005).

Novas tecnologias e metodologias estão sendo constantemente desenvolvidas visando entender as relações ecológicas envolvidas em processos de degradação e de recuperação ambiental, monitorando as atividades antrópicas e seus impactos ambientais. Dentre elas, estão as técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (CÂNDIDO, 2012). As técnicas de sensoriamento remoto e processamento digital de imagens constituem uma fonte de

geração de dados que podem ser manipulados e analisados em sistemas de informações geográficas auxiliados por dados provenientes de outras fontes, proporcionando a obtenção de informações importantes sobre a superfície terrestre na região que se deseja estudar. A utilidade destes dados é evidenciada na medida em que for possível estabelecer uma relação entre os mesmos e as características de interesse dos alvos que os originaram (BERNADES, 2006; SILVA et.al.,1996).

Este estudo buscou identificar as transformações ocorridas na paisagem e sua caracterização atual através da integração de diversos aspectos e proporções temporais e espaciais, tendo por base o caráter espacial de três compartimentos geomorfológicos do Megaleque do rio Cuiabá e técnicas de sensoriamento remoto.

O objetivo deste trabalho é avaliar dados multitemporais, obtidos pelos sensores TM (*Thematic Mapper*) e OLI (*The Operational Land Imager*) dos satélites Landsat 5 e 8 respectivamente, para o estudo da dinâmica espaço-temporal dos padrões espaciais da cobertura vegetal presente no sistema de Megaleque Fluvial do Rio Cuiabá e a caracterização atual através de imagens CBERS 4, sensores PAN e MUX, do maior de seus compartimentos: o Paleoleque do Cuiabá.

Entre os objetivos específicos encontram-se, analisar as mudanças ocorridas na paisagem nos anos 1986 e 2016 em três compartimentos geomorfológicos do Megaleque Fluvial do Rio Cuiabá – Pantanal Mato-grossense, utilizando dados dos sensores TM (*Thematic Mapper*) e OLI (*The Operational Land Imager*) dos satélites Landsat 5 e 8 respectivamente, além de avaliar a potencialidade desses dados e do método *Support Vector Machine* (SVM) para informações multitemporais de áreas presentes no Pantanal. Identificar, informar a distribuição e computar as unidades de paisagem existentes no maior compartimento geomorfológicos do Megaleque Fluvial do Rio Cuiabá – o Paleoleque do Cuiabá, com imagens do satélite CBERS 4, sensores PAN e MUX através das abordagens de Análise Orientada a Objetos e Métricas de Paisagem.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. O Pantanal e a legislação

A definição do conceito de área úmida surgiu na Convenção de Ramsar. O tratado intergovernamental celebrado no Irã, em 1971, marcou o início das ações nacionais e internacionais para a conservação e o uso sustentável das zonas úmidas e de seus recursos naturais. Atualmente, 150 países são signatários do tratado (ICMBio, 2013). O Brasil que, por suas dimensões, acolhe uma grande variedade de zonas úmidas importantes, assinou a Convenção de Ramsar em setembro de 1993, ratificando-a três anos depois. Junk et. al., (2014) sugerem a definição de áreas úmidas como sendo:

Ecosistemas na interface entre ambientes aquáticos e terrestres; elas podem ser continentais ou costeiras, natural ou artificial, permanentemente ou periodicamente inundada por águas rasas ou consistem em solos encharcados. Suas águas podem ser doces até altamente salinas. São o lar de comunidades vegetais e animais específicos, adaptados às suas dinâmicas hidrológicas.

O Pantanal é uma área úmida intermitente e sazonalmente inundada com seu funcionamento regulado por essa variação na inundação. (JUNK et al. 1989). É declarado Reserva da Biosfera e Patrimônio Mundial Natural pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para Educação, a Ciência e a Cultura), está presente em dois estados, Mato Grosso (40,3%) e Mato Grosso do Sul (59,7%), ocupa uma área de 151.313 km<sup>2</sup>, cerca de 2% da área brasileira (BRASIL, 2011). O IBGE e o Ministério do Meio Ambiente (2004) consideram o Pantanal um bioma praticamente exclusivo do Brasil, pois apenas uma pequena faixa dele adentra outros países (o Paraguai e a Bolívia) (BRASIL, 2009).

A pecuária representa um dos principais segmentos da economia de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Segundo indicadores do IBGE (2017), no primeiro trimestre de 2017 Mato Grosso ainda era o líder em abate de bovinos com 15,2% da participação nacional, seguido por Mato Grosso do Sul (11,5%), no comparativo dos primeiros trimestres de

2017/2016. Colocando o Brasil como o 2º maior produtor carne bovina, atrás apenas dos Estados Unidos.

Para manter essa competitividade a forma de criação vem sendo alterada do sistema extensivo para o intensivo (SANTOS et. al., 2002) o que contribui com a substituição das pastagens nativas consideradas de baixo valor nutricional pelas exóticas (SANTOS et. al., 2002; CARDOSO et. al., 2009).

A importância da conservação e do uso sustentável das áreas úmidas vem sendo pauta de pesquisas e tratados intergovernamentais. O estabelecimento de diretrizes para avaliação ambiental em regiões que contemplem ou interferem na qualidade e na dinâmica de áreas úmidas tem sido prioridade em estudos desenvolvidos por organizações nacionais e internacionais voltadas ao meio ambiente (ABDON & SILVA, 2008).

A Constituição Federal declara o Pantanal Mato-grossense como patrimônio nacional (Art. 225, § 4º) e estabelece que sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais (Art. 225, § 4º). Em 1993 o Brasil aderiu à Convenção de Ramsar firmando o compromisso de conservação e o uso sustentável das zonas úmidas e de seus recursos naturais. Além disso, é declarado Reserva da Biosfera e Patrimônio Mundial Natural pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para Educação, a Ciência e a Cultura) (BRASIL, 2011).

No entanto o Pantanal seguia sem uma regulamentação específica, sendo aplicadas regras gerais como as do Código Florestal e das Políticas de Água, de Unidades de Conservação e de leis estaduais como a Lei nº 8.830 de 2008, havendo ainda, uma discrepância grande entre as leis existentes e seu cumprimento, tornando-o suscetível a legislações que regularizam infrações e abrem caminho para o desenvolvimento econômico unilateral (NUNES DA CUNHA & JUNK, 2014; RORIZ & FEARNSSIDE, 2015).

O Código Florestal por exemplo, em sua renovação (Lei nº 12.651, de 2012) deixa desprotegidas áreas importantes como as que estão presentes ao longo de rios, isso porque o seu artigo 4 considera para o cálculo das Áreas de Preservação Permanentes o leito regular do rio, e

como ressaltado por Piedade et al., (2012) essa abordagem não considera a extensão e expansão lateral em ecossistemas de pulso que varia ao longo da paisagem e do ano.

Visando melhorar a brecha legislativa sobre o Pantanal, foi criado o Projeto de Lei do Pantanal (PLS 750/2011) que dispõe sobre a Política de Gestão e Proteção do Bioma Pantanal que tem por objetivo promover a preservação e a conservação dos bens ambientais, a melhoria e a recuperação da qualidade ambiental, bem como assegurar a manutenção da sustentabilidade e o bem-estar da população envolvida.

Em novembro de 2017, foi aprovado o seu substitutivo (Emenda nº 1-CCJ) que traz medidas como a delimitação das faixas marginais de preservação permanente, que passarão a ter como referencial o nível mais alto dos rios e demais cursos d'água, a proibição de substituição da vegetação nativa para a implantação de pastagens cultivadas, o uso de agrotóxicos e ao plantio de transgênicos na região. Cria ainda o Fundo do Pantanal que propõe o apoio os projetos de gestão de áreas protegidas; controle, monitoramento e fiscalização ambiental; atividades socioeconômicas desenvolvidas a partir do uso sustentável dos recursos naturais; pesquisa para conservação e uso sustentável da biodiversidade; recuperação de áreas desmatadas e degradadas, bem como o pagamento por serviços ambientais. (Emenda nº 1-CCJ de 2011).

Alegando incompatibilidade com acordos internacionais ratificados pelo Brasil e legislações vigentes, o substitutivo faz alterações importantes no projeto original, como a retirada da proibição de atividades agrícolas que não sejam as de subsistência e a pecuária extensiva, da implantação de assentamentos rurais em áreas do Pantanal, a exclusão de Áreas de Conservação Permanente na planície alagável do Pantanal (campos inundáveis; corixos; os meandros de rios; as baías e lagoas marginais; as cordilheiras; os diques marginais naturais; os capões de mato e os murunduns), além da liberação de construção de diques e barragens no curso das águas, proibida pelo projeto original.

O conhecimento do Pantanal através da identificação, do mapeamento, da caracterização e quantificação das diferentes unidades de paisagem, são requisitos prioritários para que se possa estabelecer



qualquer ação normativa ou legislativa que objetivam a conservação e o uso sustentável da biodiversidade (SILVA et al., 2007). Para Junk et. al. (2014), uma política nacional coerente para a gestão sustentável e proteção de áreas úmidas ainda não foi estabelecida por não existir critérios padronizados de definição, delimitação e classificação que reflitam as condições ecológicas de áreas úmidas do país que leve consideração as condições hidrológicas específicas e as respectivas comunidades de plantas.

Para que as novas leis criadas não passem pelas falhas das anteriores, instituições científicas e pesquisadores especialistas em áreas úmidas desenvolveram metodologias para a classificação das Áreas Úmidas (AUs) brasileiras, definidas em níveis hierárquicos. Para o Pantanal Mato Grossense criou-se o conceito de Macrohabitats, baseados principalmente, em parâmetros hidrológicos e botânicos e o reconhecimento da população local. Os parâmetros físicos e químicos do solo e da água são usados quando disponíveis, e ajudam na caracterização dos habitats (NUNES DA CUNHA et. al., 2016). Ficando atualmente classificação hierárquica do Pantanal Mato-grossense definida da seguinte forma:

**Sistema:** AU interiores

**Subsistema:** AU com nível de água flutuante

**Ordem:** AU sujeitas a pulsos previsíveis monomodal de longa duração.

**Subordem:** AU sujeitas a pulsos de amplitude baixa

**Classe:** Pantanal Mato – grossense

**Unidades funcionais:** 6

**Macrohabitats:** 57

## **2.2. Bacia sedimentar do Pantanal**

A Bacia do Pantanal é uma bacia sedimentar tectonicamente ativa situada no Centro-Oeste do Brasil, no alto do curso rio Paraguai (ASSINE & SOARES 2004; PINTO 1986). A deposição de sedimentos ocorre em um grande ambiente aluvial caracterizado pelos tratos deposicionais, sendo o rio Paraguai a drenagem principal, coletora das águas de diversos leques aluviais (ASSINE, 2003; PUPIM et al., 2017).

O trato deposicionais do Pantanal é composto por megaleques fluviais (Paraguai; Cuiabá; São Lourenço, Taquari; Aquidauana; Nabileque, Tababoco; Jaurú; Sebutuba) planícies fluviais (Paraguai; Piquiri; Negro; Miranda) e sistemas lacustres (ASSINE, 2003).

O megaleque do Taquari, o maior megaleque do Pantanal, tem recebido grande parte da atenção dos pesquisadores, enquanto que os outros sistemas fluviais são ainda pouco conhecidos em termos da sua história geológica, processos geomorfológicos, funcionamento hidrológico e modelos de fácies (PUPIM, 2014). Os rios existentes nestas planícies apresentam características muito diferentes de rios em outras regiões do Brasil (ASSINE & SOARES, 2004). Enquanto os cursos d'água encontram-se na região do planalto, limitados pela Bacia do Alto Paraguai, apresentam padrão tributário e, ao adentrarem na planície, tornam-se distributários (PARANHOS FILHO et al., 2017).

A rede de drenagem é formada pelos rios Cuiabá, São Lourenço e afluentes (ASSINE et al., 2015a). Os canais tributários possuem grande poder erosivo, possibilitando o desenvolvimento de voçorocas em cabeceiras de drenagem e escavando vales profundos em rochas menos resistentes, formando grandes sistemas de megaleques caracterizados por vetores de fluxo orientados principalmente em direção transversal ao eixo da bacia (PUPIM 2014; ASSINE et. al., 2015a).

A natureza variada das rochas de origem a partir das quais os sedimentos são fornecidos à bacia e o complexo regime de inundação, determinam a heterogeneidade desta planície aluvial em larga escala, e a geologia dos leques fluviais particularmente em termos de suprimento de sedimentos, gradientes do rio e dinâmicas deposicionais (ASSINE et al.,

2015b). Constituinto um dos mais importantes componentes do registro geológico que permite a caracterização dos processos hidrodinâmicos e a compreensão da evolução sedimentar e geomorfológica, bem como a reconstrução da evolução tectono-sedimentar da Bacia (FACINCANI & SOUZA, 2009).

Assine et. al., (2015a) baseado em sistemas relacionados a geomorfologia da área-fonte, na hidrossedimentologia e nos processos de sedimentação, apresentam uma nova classificação para descrever a bacia do Pantanal em sistemas, dividindo-a em quatro principais categorias.

De acordo com esse sistema o Megaleque de Cuiabá se enquadra como leques fluviais formados por rios provenientes de terrenos pré-cambrianos arrasados (*Fluvial fans sourced by lowlands*), que são os leques provenientes de sedimentos das rochas ígneas e metamórficas pré-cambrianas circundantes. O rendimento de sedimentos desses sistemas é muito menor quando comparado com os leques fluviais com bacias de captação em planaltos, uma vez que possuem menos de 1,1 milhão de toneladas por ano de carga suspensa. O megaleque de Cuiabá é o segundo maior da bacia. Outros exemplos desses sistemas são os megaleques Paraguai, Miranda e Jaurú.

As outras três categorias são as planícies do tronco-rio do Paraguai (*Paraguay trunk-river plains*), os leques fluviais com bacias de captação em planaltos sedimentares (*Fluvial fans sourced by the tablelands catchment area*) e - leques fluviais formados por rios provenientes de terrenos pré-cambrianos arrasados (*Fluvial fans sourced by lowlands*).

#### 2.2.1. Megaleque do Rio Cuiabá

Leques aluviais são sistemas deposicionais em forma de leque aberto ou de segmento de cone, caracterizados por canais distributários orientados radialmente em relação ao ápice, resultando em geomorfológicas em forma de leque ou semi-cone (STANISTREET & MCCARTHY 1993; ASSINE, 2003) e de grande mobilidade lateral. Esses leques se formam em planícies ou vales largos onde os rios, provenientes

dos altos relevos adjacentes, se espraiam, adquirindo padrão radial devido ao desconfinamento do fluxo (ASSINE, 2003).

Os megaleques fluviais são leques formados a partir de um rio dominados quase que exclusivamente por processos fluviais, possuem alto suprimento sedimentar e apresentam extensões superficiais que superam 1.000 km<sup>2</sup> e baixo gradiente topográfico (HORTON & DECELLES, 2001).

O megaleque do Cuiabá é um sistema deposicional quaternário formado pelo rio Cuiabá que ocupa área de aproximadamente 15.300 km<sup>2</sup> na porção norte da planície do Pantanal (PUPIM, 2014). Possui seu ápice nas proximidades da cidade de Santo Antônio de Leverger - ao norte do Pantanal e enquanto que sua porção distal faz limite com a planície do rio Paraguai, nas cercanias da serra do Amolar (a oeste). É limitado pelos megaleques do São Lourenço e Taquari a sudeste, e com leques fluviais de menor extensão e terrenos esculpidos em rochas metamórficas da depressão Cuiabana a noroeste (PUPIM et al., 2012).

O relevo regional é muito suave, caracterizado por baixo gradiente topográfico (0,20 m/km), com altitudes que variam de cerca de 155 m no ápice a 90 m na porção mais distal do sistema (PUPIM, 2014).

O rio Cuiabá muda diversas vezes seu estilo da sua entrada no Pantanal até sua confluência no rio Paraguai, dividindo-se em vários canais distributários que recebem nomes específicos como se outros rios fossem. O padrão geral de drenagem permite classificar o trato deposicional como um grande sistema fluvial distributário. (ASSINE, 2003 e PUPIM et. al., 2012). Distinguindo-se dos outros sistemas fluviais distributários que formam os megaleques da borda leste da Bacia do Pantanal (ex: Taquari e São Lourenço) (PUPIM, 2014).

Pupim (2014) e Pupim et. al., (2017) definiram e caracterizaram os compartimentos geomorfológicos desse sistema através do reconhecimento de redes de drenagem, formas de deposição e análise de padrões de canais. As redes de drenagem e as formas de deposição foram mapeadas usando a interpretação visual da imagem de satélite. A caracterização morfométrica e os perfis de elevação foram derivados de SRTM-DEM e REM.

Machado (2011) destaca a importância das redes de drenagens fluviais nos estudos hidrológicos, que procuram compreender a ocorrência, distribuição, movimentação da água e de suas propriedades, assim como nos estudos geomorfológicos, pois se constituem em um dos processos mais ativos na composição das paisagens terrestres, e Lana (2001) defini análise morfométrica como caracterização de parâmetros morfológicos, tais como: densidade hidrográfica, densidade de drenagem, gradiente de canais, índice de sinuosidade, entre outros. Tais parâmetros explicitam os indicadores físicos de uma bacia, caracterizando suas homogeneidades.

Ao longo da borda superior do megaleque estão localizados os lóbulos de deposição abandonados que preservaram os paleocanais e baixa sinuosidade, elevação relativamente alta em relação às áreas de deposição modernas e registram a dinâmica sedimentar do antigo leque de Cuiabá, atualmente dominado por processos de degradação e intempérie devido à erosão causada por fluxos de águas pluviais (PUPIM, 2017). Na configuração de deposição ativa, as diferenças na morfologia do canal permitem a subdivisão do megaleque moderno de Cuiabá em duas zonas geomórficas: (1) planícies fluviais com padrões de canais sinuosos e *anabanching* desenvolvidos dentro de um vale confinado e (2) planaltos de inundação não confinados na porção distal do megaleque (Pupim et al., 2017).

Pupim (2014) denominou esses compartimentos em: a) Paleoleque do Cuiabá, dominado por paleocanais de padrão entrelaçado; b) Planícies fluviais confinadas, com canais meandrantés (atual e paleo) e *anabanching*; c) Planície fluvial desconfinada, dominadas por canais meandrantés pré-atuais e atuais, conforme figura 01 abaixo:

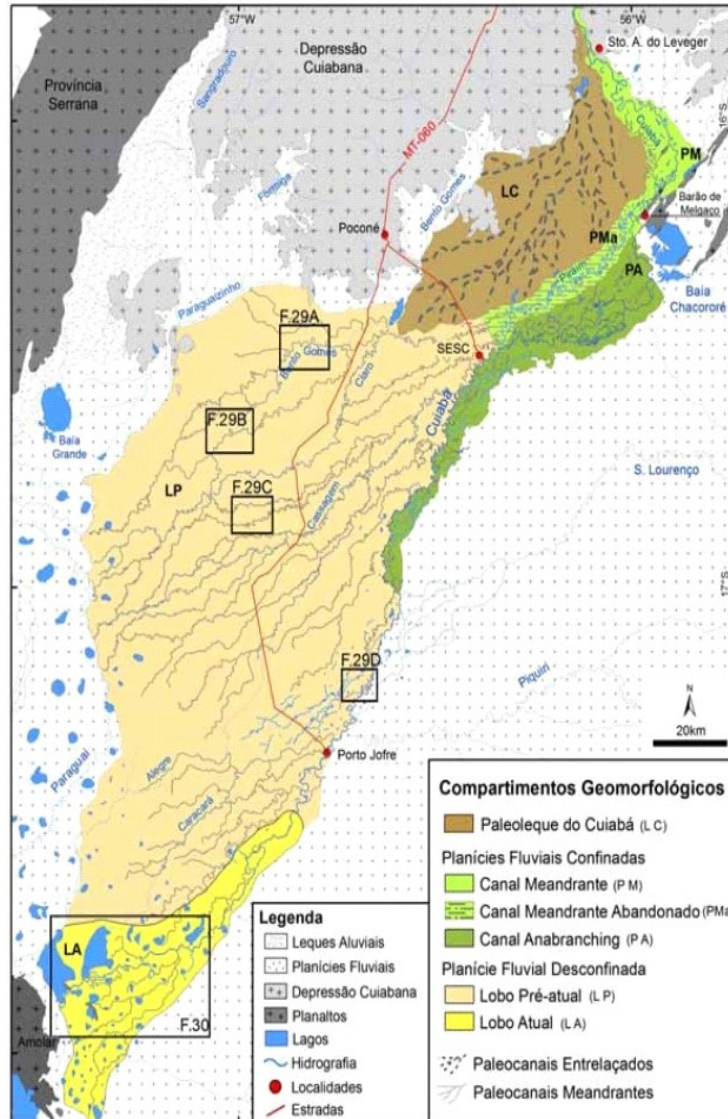


Figura 01. Compartimentos geomorfológicos do Megaleque do Cuiabá elaborado por Pupim (2014).

#### 2.2.1.1. Paleoleque do Cuiabá

O paleoleque do Cuiabá ocupa área de 1.878 km<sup>2</sup>, com ápice localizado na porção norte do sistema Cuiabá, limitado pela depressão Cuiabana a oeste e pela planície fluvial do rio Cuiabá nas porções leste e sul (PUPIM et.al., 2014). Apresenta morfologia típica de leque, com paleocanais distributários radiais a partir do ápice situado no contato com áreas mais elevadas da superfície cuiabana, uma superfície de aplainamento modelada sobre terrenos pré-cambrianos (PUPIM et.,2012) e perfil transversal leste- oeste do centro do leque exibe uma morfologia convexa enquanto que ao norte o perfil longitudinal norte-sul revela um perfil gradiente topográfico baixo (PUPIM, 2017).

A superfície do leque antigo encontra-se em fase de degradação devido à erosão causada por fluxos de águas pluviais. O escoamento e concentração dessas águas forma uma rede de canais atuais, composta por cursos d'água de pequeno porte, a maioria dos quais intermitentes, que remanejam sedimentos e drenam as águas para áreas periféricas do compartimento.

#### 2.2.1.2. Planícies Confinadas

Ao adentrar a planície do Pantanal, o rio Cuiabá emerge de um vale estreito, encravado em terreno quase plano da depressão Cuiabana. A partir desse ponto, o declive e a largura do canal diminuem abruptamente e o rio começa a percorrer por cerca de 100 km alojado em uma planície confinada entre depósitos aluviais do paleoleque do Cuiabá (margem direita), planícies aluviais indiferenciadas, relevos residuais, sistema lacustre da baía Chacororé e o megaleque do São Lourenço (margem esquerda) (PUPIM, 2014). Essa planície se assemelha aos sistemas interleques fluviais, pois é confinada pelo antigo leque de Cuiabá (oeste) e Megaleque do São Lourenço (leste) (PUPIM, 2017). Possui 100 km de comprimento e 3 a 20 km de largura, e é interpretada como uma planície fluvial confinada superior (PUPIM, 2017).

Neste compartimento apresenta dois cinturões com estilos fluviais contrastantes, um construído por canal meandrante e outro por canais *anabranching* (multicanais) (PUPIM, 2014).

No trecho superior o rio corre em um cinturão de meandros ativo, com segmentos retilíneos de direção NW-SE, a largura média do canal de é de 160 metros (PUMPIM, 2014). A largura da planície é ampliada de 3 para 15 km, mas a sinuosidade varia de 1,2 para 1,8 (PUPIM, 2017), de montante para jusante. Canais meandrantes abandonados foram reconhecidos na margem direita do rio Cuiabá, com largura e sinuosidade semelhantes ao canal atual (PUPIM, 2014). Essas formas indicam que o desligamento do meandro e a avulsão parcial são processos fundamentais para a evolução da planície de inundação confinada (PUPIM, 2017).

No trecho inferior, nas imediações da Baía Chacororé, devido à presença de serras orientadas na direção NE, o rio Cuiabá sofre uma deflexão de 90° para SW, correndo no lado esquerdo da planície (PUPIM et.al,2012; PUPIM, 2014). Logo a após a deflexão ocorre uma bifurcação do rio e o canal secundário é denominado rio Piraim (PUPIM et.al, 2014). A planície se torna mais larga, com cerca de 20 km, e encontra-se delimitada por terraços marginais esculpidos nos sedimentos dos lobos antigos do Cuiabá (noroeste) e do megaleque do São Lourenço (sudeste) (PUPIM et. al., 2017). O canal passa a apresentar frequentes divisões e confluências, e significativa perda de água para a planície, assumindo padrão de rio do tipo *anabranching* (multicanais) (PUPIM, 2014).

O rio Cuiabá corre no lado direito da planície em toda porção inferior, enquanto que o rio Piraim o faz pelo lado esquerdo, até formarem novamente um único curso d'água (PUPIM et.a, 2012). Após a confluência do Piraim, o rio Cuiabá volta a apresentar padrão predominantemente meandrante, mas formando um complexo de canal e diques marginais topograficamente mais elevados que terrenos do entorno (PUPIM, 2014)

Aspecto marcante desse trecho da planície fluvial é que o canal do rio Cuiabá funciona como distribuidor de águas para terrenos da planície fluvial desconfinada (situada à oeste) e também como uma barreira para as águas provenientes do megaleque do São Lourenço (à leste). Desta forma, neste trecho, o canal do rio Cuiabá funciona como "divisor de águas local"



e o terreno situado na franja do megaleque do São Lourenço é sujeito a grandes inundações (PUPIM, 2014)

#### 2.2.1.3. Planície Fluvial Desconfinada

A planície fluvial desconfinada domina as porções central e distal do megaleque do Cuiabá e uma configuração deposicional ativa que cobre 11.800 km<sup>2</sup> (PUPIM, 2017). Seu ápice está situado na altura da confluência dos rios Piraim e Cuiabá (PUPIM, 2014).

A partir da confluência do rio Piraim a planície de inundação torna-se mais ampla (aumentando de 20 a 100 km) e não confinada, e numerosos paleocanais sinuosos ainda são preservados na superfície. A sinuosidade do rio Cuiabá diminui de largura e descarga para jusante até a confluência com o rio Paraguai, devido à perda de água para a planície de inundação por avulsão, transbordamento, infiltração e evaporação fortemente influenciados pelas confluências dos rios São Lourenço e Piquiri, tornando-se um canal de baixa sinuosidade (de 1,8 para 1,5) (PUPIM, 2014, 2017).

A vazão média anual diminui da estação Porto Cercado/SESC (288 m<sup>3</sup> /s) para a estação São João (270 m<sup>3</sup> /s) (PUPIM, 2014). Na estação Taimã O alargamento do canal é uma exceção a essa tendência a jusante (PUPIM, 2017) havendo um grande incremento na vazão (777 m<sup>3</sup> /s), proporcionado pela entrada de águas provenientes dos rios São Lourenço (265 m<sup>3</sup> /s) e Piquiri (296 m<sup>3</sup> /s) (PUPIM, 2014). Após a confluência do rio Piquiri, a vazão do rio Cuiabá volta a diminuir até a sua foz no rio Paraguai, como registrado pelos dados da estação Porto Alegre (688 m<sup>3</sup> /s). A diminuição geral, de montante para jusante, de parâmetros como vazão, largura e sinuosidade do canal, somente afetada pelo incremento proporcionado pela presença dos afluentes, confere à planície caráter desconfinado, com espaço suficiente para mudanças de cursos e migração lateral dos canais (PUPIM, 2014).

A topografia regional é caracterizada por um gradiente suave com uma inclinação de aproximadamente 20 cm / km (PUPIM, 2017) e geometria transversal convexa para cima estampada pelo padrão

concêntrico das curvas de contorno (PUPIM, 2014) que fornece um espaço de acomodação horizontal para canalizar a migração lateral (PUPIM, 2017). As cheias ocorrem entre dezembro e julho e são controladas pelos extravasamentos do rio Cuiabá e aporte de água de sistemas fluviais periféricos (PUPIM, 2014).

Lobos pré-atuais (abandonados) foram reconhecidos na porção proximal da planície desconfiada e um lobo atual está sendo construído pelo rio Cuiabá, na porção mais distal do sistema (PUPIM, 2014).

### **2.3. Caracterização da Vegetação**

A vegetação do Pantanal é um mosaico de diferentes comunidades (ADÁMOLI, 1982) com mudanças abruptas frequentes que apresenta forte relação com gradientes hidrotopográficos, tipos de solo e com fatores antrópicos, sendo a inundação é o fator primordial (POTT, 2006. Segundo Nunes da Cunha & Junk (1999), apenas 5% das espécies arbóreas no pantanal habitam, exclusivamente, zonas com prolongado alagamento, enquanto 30% estão restritas às áreas raramente alagadas e 65% são de ampla distribuição no gradiente.

Sofre também com a influência de Regiões Fitoecológicas que o circunda, ao norte da Amazônia, a leste do Cerrado (Savana Brasileira), ao sul das Florestas Meridionais e a oeste do Chaco Boliviano e Paraguai (AB'SABER, 1988; MOURÃO et. al.,2002), que imigraram para o Pantanal devido a oscilações climáticas ocorridas durante o Pleistoceno, entre 2,5 milhões e 11,5 mil anos atrás (NUNES DA CUNHA et al.,2016).

Estima-se que existam cerca de 2000 espécies de plantas no Pantanal (POTT, 2009), a principal influência é o grupo de ampla distribuição, principalmente de espécies herbáceas e cerca de 160 delas são invasoras (POTT et al., 2011) o que corresponde a 50% das espécies terrestre (NUNES DA CUNHA et. al.,2016). O segundo contingente é o Cerrado, conectado às terras arenosas onde a savana lenhosa, chamada cerrados é o principal tipo de vegetação (POTT et. al., 2011; POTT, 2009).

A floresta amazônica influencia principalmente nas planícies de inundação do rio Paraguai (POTT et al., 2011) com uma florística predominantemente adaptada fenotipicamente através do tempo de acordo com os novos ambientes (IBGE, 2012).

As cabeceiras de muitos afluentes do rio Paraguai começam perto da transição com a bacia amazônica e funcionam como corredores para algumas espécies para chegar ao Pantanal, especialmente aqueles de áreas inundáveis (Igapó ou Várzea) como *Nectandra amazonum* Nees, *Victoria amazonica* (Poepp.) JC Sowerby e *Alchornea castaneifolia* (Willd.) A. Juss., ou ocorrem em uma zona úmida semelhante às planícies de inundação do Araguaia e Lhanos de Mochos, eg *Vochysia divergens* Pohl. O regime de inundação do rio Paraguai tem alguns meses de atraso após as chuvas caírem nas bacias hidrográficas superiores, para chegar ao Pantanal. Assim, quando a inundação ocorre, a estação seca já começou na planície e, mesmo sem chuva local, as espécies amazônicas podem sobreviver devido às inundações (POTT et.al., 2011). Então, essas espécies que viviam em ambientes superúmidos, capeados por Latossolos distróficos, em vista de sua gênese xeromorfa, tiveram condições de se adaptar aos novos ambientes subúmidos capeados por Argissolos alumínicos profundos (IBGE, 2012).

A influência do Chaco é restrita ao sudoeste do Pantanal, em argilas pesadas alcalinas, nas sub-regiões de Porto Murinho, Nabileque e Miranda, mais ou menos ao sul, exceto para carandá *Copernicia alba*, encontrado até mais ao norte, mas não como palmar denso. Em contraste com os solos pretos com horizonte calcário no carandazal, há areias com nível de cálcio tão baixo que não há palmeiras (POTT & POTT, 2009).

As florestas sazonais decíduas e semidecíduas (florestas secas) que ocorrem em diques antigos (POTT et.al, 2011) possuem elementos florísticos presentes na Mata Atlântica brasileira (IBGE, 1992).

Exceto para as plantas exclusivas de Cerrado, Floresta Estacional, Chaco e Amazônia, a maioria das espécies lenhosas não é exclusiva de uma única província biogeográfica, mas tem distribuição em duas ou mais, o que significa que no Pantanal prevalece grande amplitude ecológica. A razão pela qual tantas espécies comuns na alta bacia não

ocorrem na planície é provavelmente o ambiente limitante imposto pelo pulso de inundação (POTT & POTT, 2009).

Devido à sua heterogeneidade florística não existe uma unanimidade sobre a classificação da vegetação do Pantanal. Para Coutinho (2006) ele é constituído por um complexo ou mosaico de diferentes biomas onde comunidades em mosaico não formam, em geral, um gradiente de comunidades ecologicamente relacionadas. De acordo com Ab'Sáber (1988) a região começou a perder o seu apelido de Complexo do Pantanal em termos geobotânicos, graças ao primeiro mapeamento de sua vegetação efetuado por Henrique Pimenta Veloso (1972). O IBGE (2004) considera o Pantanal um bioma, no entanto, essa visão é contestada por muitos autores que o considera pertencente ao bioma Cerrado (NUNES DA CUNHA E JUNK, 2015). De acordo com Eiten (1982) e Sarmiento (1984) o Pantanal pode ser considerado uma savana hipsazonal, ou seja, uma vegetação savânica sujeita a dois estresses contrastantes, um induzido pela seca e outro pela prolongada inundação (COSTA, 2010).

O primeiro sistema a classificar a vegetação do Pantanal foi elaborado por Loureiro et al. (1982), que definiu cinco sub-regiões fitoecológicas: (1) savana (cerrado), (2) estepe savana (chaquenha), (3) floresta sazonal semidecídua, (4) floresta sazonal decídua, e (5) áreas de tensão ecológica sujeitas a alterações antropogênicas (NUNES DA CUNHA et al., 2007).

Prance e Schaller (1982) descreveram diferentes tipos florísticos de uma área na fronteira do Pantanal e caracterizaram cerrado, floresta sazonal semidecidual, tipos de vegetação de pântano e tipos de vegetação xerofíticas (NUNES DA CUNHA et. al., 2015). Ratter et al. (1988) utilizaram informações fitossociológicas para cerrado e cerradão e floresta semidecídua na Fazenda Nhumirim, sub-região da Nhecolândia (ABDON et.al, 1998; NUNES DA CUNHA E JUNK, 2015).

Os sistemas de classificação da vegetação diferem entre si basicamente por considerarem critérios fisionômicos, florísticos, ecológicos e combinações destes. Uma vez definido o sistema, as unidades de vegetação são individualizadas segundo um destes critérios, e dependendo

dos objetivos desta individualização, estas unidades podem ser registradas cartograficamente, o que caracteriza o mapeamento da vegetação (POZONI & HERNANDEZ FILHO, 1998).

As classificações da vegetação do Pantanal, muitas vezes, adaptam as já existentes adicionando característica específicas da região (inundação e unidades geomorfológicas, por exemplo) e levam em consideração as terminologias usadas pelos Pantaneiros, o que facilita as discussões entre a comunidade local, cientistas e políticos, bem como a implementação de medidas de proteção. Nunes da Cunha et. al., (2007) caracterizaram a vegetação lenhosa associada à habitats específicos do Pantanal em três tipos: savana, floresta e arbustal. Estes foram ainda classificados em diferentes subtipos e unidades de acordo com o regime de inundação, aspectos fisionômicos e as espécies dominantes encontradas em cada um. As unidades geomorfológicas são locais onde as espécies vegetais se desenvolvem de acordo com suas tolerâncias em relação à inundação anual, desenvolvendo diferenciadas comunidades vegetais que formam as diferentes unidades de paisagens (REBELLATO, 2010), sendo elas:

**Cordilheiras:** elevações que atingem 1-2 m acima do nível médio de inundação, e, portanto, raramente ou nunca estão sujeitos a inundação.

**Capões:** são elevações remanescentes os de paleo-diques erodidos. Eles são alongados ou redondos e ocorrem em planícies inundadas de forma sazonal (o termo capão vem da palavra aborígine Tupi Káa pu'ã, arredondando madeiras).

**Murundus:** são montes de terra até 1,20 de altura que atingem acima do nível médio de água alta e cobrem uma área entre 1 e 15m<sup>2</sup>. Os montes são construídos por cupins para escapar das inundações durante períodos de alta água. Os terraços de rio mais baixos e as áreas baixas opostas aos diques são periodicamente inundados em diferentes extensões, dependendo de suas elevações.

**Morrarias:** são grupos de colinas com algumas centenas de metros de altura que estão localizados na fronteira ou isolados no interior do Pantanal.

Capões de aterro ou Aterros de bugres: são elevações produzidas artificialmente com diâmetro de dezenas de metros construídas pelas populações indígenas para promover proteção contra as inundações.

Planícies inundadas: são definidas como as áreas planas entre elevações e depressões na planície de inundação que se inundam periodicamente pela água da chuva ou transbordando rios. A profundidade da inundação varia de alguns decímetros a vários metros, dependendo da elevação da planície.

Landis: são depressões contínuas e sinuosas cobertas por árvores em partes altas do Pantanal. Eles fornecem drenagem durante o período de inundação, mas secam durante os períodos de baixa água, quando forem cobertas por gramíneas e vegetação herbácea, são chamadas de vazantes.

Pott e Silva (2015) separam a vegetação em aquáticas e terrestres. Entre as terrestres apontam sete tipos de vegetações terrestres naturais: (1) floresta decídua sazonal e floresta semidecidual sazonal (incluindo ilhotas florestais e floresta de riparia), (2) bosques pioneiros (incluindo *Vochysia divergens*), (3) arbustos (espinhos arbusto, matas de arbustos, incluindo *Couepia uiti* e *Licania parviflora*), (4) herbáceas, (5) savana (Cerrado) (incluindo savana florestada, savanas monodominantes inundáveis e pastagens), (6) savana estépica (Chaco) e, finalmente, (7) *vegetation refuge* (compreende uma vegetação de savana no topo de colinas na borda ocidental, em Corumbá).

A seguir são apresentados os principais tipos e formações da vegetação do Pantanal de acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012) e as principais classificações encontradas em diversos estudos sobre a vegetação do Pantanal.

### 2.3.1. Classes Florestais - Florestas Sazonais

Estão relacionadas à sazonalidade climática e passam por uma estação seca bem definida de comprimento variável. Muitas espécies de floresta de folha decíduas também ocorrem na floresta semi-decídua e vice-versa (NUNES DA CUNHA et., 2007).

Para o mapeamento em grandes áreas, as formações vegetacionais são classificadas de acordo com a faixa altimétrica que essas florestas estão localizadas Floresta Aluvial (matas de galerias): é a formação presente nas planícies e em alguns terraços mais antigos das calhas dos rios; Floresta das Terras Baixas: ocorre, geralmente, em depressões sedimentares entre 5 e 100 m, entretanto em algumas áreas chega próximo a 200 m de altitude (IBGE, 2012).

- Floresta Estacional Semidecidual:

É caracterizada pela perda das folhas no período seco. O nível da deciduidade varia entre anos de seca mais acentuada e anos mais úmidos. Apresentam árvores com média de 20 m de altura, atingindo até 30 m. (Nunes da Cunha e Junk pg. 108). A porcentagem das árvores caducifólias no conjunto florestal, e não das espécies que perdem as folhas individualmente, situa-se, ordinariamente, entre 20% e 50% (IBGE, 2012).

- Floresta sazonal semidecidual de terras baixas

Ocorrem em terras sem inundação (cristas ou diques antigos) (Pott et. al., 2011), são encontradas em forma de pequenas manchas rodeadas por área desmatada, pois o solo que apoia este tipo de floresta também é apropriado para uso agrícola (Nunes da Cunha et.al., 2006). Caracterizados por espécies como: *Anadenanthera colubrina*, *Astronium fraxinifolium* Schott, *Attalea phalerata* Mart. ex Spreng., *Copernicia alba*, *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, *Pterogyne nitens* Tul., *Tabebuia impetiginosa*, *T. roseo-alba* (Ridl.) Sandw., etc;

- Floresta sazonal semidecidual aluvial (matas de galeria)

De acordo com Silva (2000) está presente principalmente ao longo do rio Paraguai, nas sub-regiões do Paraguai (6,7%) e Poconé (4,3%), e do rio São Lourenço, na sub-região de Barão do Melgaço (5,2%), totalizando 2,4% da vegetação do Pantanal.

- Floresta Estacional Decidual (Matas secas)

É encontrada em solos ricos ou calcários, apresentando um estrato de árvore com uma média de 20 m de altura com decíduidade acima de 50%, com duas estações muito distintas (uma chuvosa e outra seca) (Pott et. al., 2011). (POTT et. al., 2011).

No Pantanal algumas dessas as florestas ocorrem nas cordilheiras, que são locais bem drenados, não inundáveis, cuja fertilidade do solo promove o estabelecimento e predomínio de espécies arbóreas, que no período das cheias tornam-se importantes áreas de refúgios para animais, para estabelecimento de roças e como apresentam espécies vegetais com potencial madeireiro sofrem maior pressão de desmatamento e a extração de madeira para diversos fins. São áreas susceptíveis às queimadas devido ao acúmulo da matéria orgânica resultante da deciduidade das espécies no período da seca (DUARTE, 2007).

Apresenta conjunto de espécies comum a floresta estacional semidecidual, tais como, *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl., *T. roseoalba*, *Combretum leprosum*, *Casearia gossypiosperma*, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, além de *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Reis, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Bren, *Spondias mombin* L. (antigamente, *Spondias lutea*) e *Cedrela fissilis* Vell.. As espécies emergentes apresentam até 35 metros de altura e presença de lianas e bambu (*Guadua paniculata* Munro) pode ser abundante (NUNES DA CUNHA E JUNK, 2015 pg.108).

Elas sofrem maior pressão de desmatamento e a extração de madeira para diversos fins por apresentarem espécies vegetais com potencial madeireiro. São áreas susceptíveis às queimadas devido ao acúmulo da matéria orgânica resultante da deciduidade das espécies no período da seca (DUARTE, 2007).

De modo geral essas áreas estão localizadas na porção norte do Pantanal, nas bacias dos rios São Lourenço, Cuiabá, e Paraguai ao norte, e no Mato Grosso do Sul a maior área é a somatória das matas do Fuzil e do Cedro. (DAMASCENO-JUNIOR, 2009).



### 2.3.2. Classes Campestres - Savana

A savana, denominada regionalmente cerrado e que já é internacionalmente aceita, é encontrada em áreas com vegetação apresentando características xeromórficas devido à estação seca que ocorre sob distintos tipos de clima que reveste solos lixiviados aluminizados, apresentando sinúsias de hemicriptófitos, geófitos, caméfitos e fanerófitos oligotróficos de pequeno porte (POTT, 2011; IBGE, 2012). Os cerrados do Pantanal apresentaram menor relação florística com os de outras regiões do Centro-Oeste, essa heterogeneidade florística pode estar relacionada ao pulso de inundação que atua como filtro para a maioria das espécies das outras áreas do Planalto Central (COSTA et. al., 2010).

#### - Savana Florestada (Cerradão)

Possui composição e florística variável, ocasionalmente se assemelham a floresta semidecidual (Nunes da Cunha et.al., 2006), diferindo destas na sua composição florística. Não apresenta sinúsia nítida de caméfitos, mas sim relvado hemicriptofítico, de permeio com plantas lenhosas raquíticas e palmeiras anãs (IBGE, 2012).

As espécies arbóreas mais importantes são *Qualea parviflora* Mart., *Qualea grandiflora* Mart., *Alibertia edulis* (Rich.) A. Rich. ex DC., *Byrsonima orbignyana* A. Juss., *Brosimum gaudichaudii* Trécul, Mart. & Zucc., A. DC., *Erythroxylum suberosum* A. St.-Hil., *Tocoyena formosa* (Cham. & Schltdl.) K. Schum., *Curatella americana* L. e *Hancornia speciosa* Gomes (NUNES DA CUNHA e JUNK, 2015)

Sua distribuição ocorre mais intensamente no leste e centro da planície, sobre solos arenosos nas sub-regiões de Cáceres, Barão de Melgaço, Nhecolândia, (SILVA et. al., 2000), em terreno livre de inundações (POTT et.al.,2011)

#### - Savana Arborizada (Campo cerrado, cerrado aberto - floresta de árvores baixas e arbustos sazonalmente inundável)

É uma forma de *cerrado stricto sensu*, bem representado no Pantanal, com arbustos e árvores dispersas até 10 m de altura, com casca espessa e troncos tortuosos, em um estrato predominante gramado /

herbáceo (Pott et.al., 2011), tendendo para campo à medida que aumenta o grau de inundação (SILVA et. al.,2000). Ocorrem mais nas partes oriental e central da planície, em solos arenosos (sub-regiões de Cáceres, Barão do Melgaço, Paiaguás, Nhecolândia, Aquidauana e Miranda) (Pott et. al.,2011). As espécies mais comuns encontradas são: *Annona dioica* , *Buchenavia tomentosa*, *Curatella americana* , *Dimorphandra mollis* , *Luehea paniculata* , *Qualea parviflora* , *Simarouba versicolor* e *Stryphnodendron obovatum* Benth., (Pott et.al.,2011).

As sinúsias dominantes formam fisionomias ora mais abertas (Campo Cerrado), ora com a presença de arbustos adensado, Cerrado propriamente dito (IBGE, 2012). Nunes da Cunha et.al., (2006) incluem nesta subclasse os campos sujos, áreas com a presença de *Byrsonima orbignyana* A. JUSS (Campo sujo de canjiqueira), *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore (Campo Sujo de paratudo) e *Vochysia divergens* POHL. (Campo sujo de cambará), que antes eram cobertas predominantemente por pastagens.

#### - Savana Parque

É constituída essencialmente por um estrato graminoide, integrado por dominância de uma única árvore ou espécies arbóreas sobre um estrato gramado, ocorre em áreas inundáveis (IBGE, 2012; POTT et. al., 2011). O estrato herbáceo é altamente variável e depende da posição da savana dentro do gradiente de inundação e tem sido utilizada como pastagem natural durante séculos (Nunes da Cunha et.al., 2006).

Algumas áreas de campos apresentam uma proeminente invasão de arbustos, sendo muitas vezes considerados como estágios sucessionais avançados de campos sujos. A predominância das espécies características de tais ambientes está em função da tolerância contra de inundação (NUNES DA CUNHA e JUNK; 2015)

Canjiqueiral - *Byrsonima orbignyana* scrub: formação homogênea esparsa de áreas arenosas, com domínio de canjiqueira (*Byrsonima orbignyana* A.Juss.), de 1-5 m de altura. Ocorrem m solos arenosos ou limpos, em áreas inundadas até 3 meses, no sub-regiões de

Paiaguás, Nhecolândia, Aquidauana, Abobral e Cáceres (POTT et.al.,2011; NUNES DA CUNHA et. al., 2015).

Lixeiral - *Curatella americana* (campo de murunduns) – Os campos de murunduns estão localizados na borda do Pantanal e são formados por cupins que constroem pequenas ilhas terrestres em áreas campestres encharcadas. Tais “ilhas” são cobertas por espécies típicas do cerrado, ex. Lixeira (*Curatella americana* L.). (Nunes da Cunha e JUNK, 2015).

Áreas inundadas até seis meses podem ser invadidas por pombeiros (*Combretum lanceolatum* Pohl ex Eichler, *Combretum laxum* Jacq.), formando ilhas ou touceiras e seu espalhamento pode adensar e formar estandes monoespecíficos.

- Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo-Limpo-de-Cerrado):

Normalmente composta por gramíneas e arbustos. Pode ser dividido em pastagens inundadas (campo limpo inundado) e secas, é mais associada ao fator de drenagem do que a fertilidade do solo (POTT et., 2011). A contribuição das plantas lenhosas é mínima. Áreas com maiores contribuições de plantas lenhosas pertencem à subclasse savana arborizada (NUNES DA CUNHA et., 2006).

Durante a cheia, áreas de campo limpo inundável estão cobertas por comunidades de macrófitas aquáticas. Em águas profundas, as macrófitas submersas dominam, enquanto em águas rasas, ocorrem comunidades de plantas submersas, emersas e de folhas flutuantes na superfície. (NUNES DA CUNHA e JUNK et. al., 2015). Durante a fase terrestre, é dominada por gramíneas baixas que produzem grandes quantidades de biomassa em um curto espaço de tempo e, portanto, são importantes na pecuária (NUNES DA CUNHA et. al., 2006). Fazem parte dessa classe:

Campo de mimoso - *Axonopus purpusii* (Mez) Chase e *Reimarochloa brasiliensis* (Spreng.) Hitchc. - Inundado por cerca de 6 meses (NUNES DA CUNHA, 2006; NUNES DA CUNHA E JUNK, 2015).

Campo de rabo de burro - *Axonopus leptostachyus* - Inundado por cerca de 3 meses.

## Campo de caronal - *Elyonurus muticus* - Pouco inundado

### - Savana Estépica (CHACO)

A expressão Savana Estépica é empregada para denominar tipologias vegetais campestres, em geral, com estrato lenhoso decidual e espinhoso, distribuídas em diferentes quadrantes do Território Nacional: ocorre no Sertão Árido Nordestino (Caatinga) e Sistema fitogeográfico disjunções no Estado de Roraima, na Região Chaquenha Mato-Grossense-do-Sul e no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2012).

Comumente chamada Chaco e ligada à província florística de Chaco na Argentina, Paraguai e Bolívia; O único verdadeiro Chaco brasileiro ocorre no extremo SW de Mato Grosso do SUL (sub-regiões elas: Paraguai, Abobral, Miranda, Porto Murtinho e Nabileque) (POTT et al., 2011). A Disjunção do Chaco Mato-Grossense-do-Sul constitui uma fase úmida da Savana-Estépica. Seu clima apresenta três meses frios com fracas chuvas, que provocam seca fisiológica, seguidos de grande período chuvoso, com um mês de déficit hídrico, conferindo à região sua característica de dupla estacionalidade (IBGE, 2012).

- Complexo Vegetacional edáfico de primeira ocupação” (Formações Pioneiras ou Monodominantes - Formações influenciadas por dinâmicas naturais).

Áreas sob influência fluvial e / ou lacustre (habitats de sedimentação, inundados periodicamente ou permanentemente), constituídos por um solo instável coberto por vegetação em constante sucessão. Este tipo de vegetação, resultante de fatores abióticos (solo e / ou hidrológicos), permite a presença de vários tipos de associação, poucas espécies de plantas dominando grandes áreas, formando paisagens típicas com seus nomes locais entre parênteses:

Cambarazal - Florestas dominadas por *Vochysia divergens* - inundadas por até 8 meses. Mudanças plurianuais de condições secas e

úmidas no Pantanal influência na dinâmica em desenvolvimento populacional de *V. divergens* (NUNES DA CUNHA E JUNK, 2004).

Gravateiro - *Bromelia balansae* - considerada umas das plantas daninhas mais importantes de pastagens nativas e cultivadas (POTT, 1982).

Pimenteiral- *Licania parvifolia scrub* - ocorrendo em quase toda a planície de inundação do Pantanal (SILVA et. al., 2000)

Buritizal - *Mauritia flexuosa* - formação quase homogênea de palmeiras "buriti", de 5-15 m de altura, com distribuição restrita perto da borda oriental da planície, ao longo dos rios Aquidauana e Taquari e Barão de Melgaço (POTT et.al., 2011);

Abobral - *Erythrina fusca* - uma das árvores principais, geralmente em grupos, ao longo do rio Paraguai na sub-região de Cáceres, também se espalhou pelas margens do rio Aquidauana (P

Pindaival - *Xylopia aromatica savanna* - arbusto alto de Cerrado ou comunidade de árvores comum no NE da planície.

#### **2.4. Análise de Paisagem**

A paisagem nada tem de fixo, de imóvel, cada vez que a sociedade passa por um processo de mudança, a economia, as relações sociais e política também mudam em ritmos e intensidade variados, a mesma coisa acontece em relação ao espaço e à paisagem que se transformam para se adaptar às novas necessidades da sociedade (SANTOS, 2002). Metzger (2001) definiu a paisagem como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação.

O desenvolvimento ou formação da paisagem é resultado da interação entre a estrutura, função e mudança de uma região heterogênea composta de ecossistema em interação. A estrutura da paisagem se traduz em sua formatação no espaço, ou seja, são os padrões espaciais formados na superfície terrestre. A função é vista como as interações ou fluxos entre os habitats e as espécies presentes nos ecossistemas e a mudança é

entendida como a alteração na função e na estrutura do mosaico de habitats distribuídos no espaço ao longo do tempo.

O conceito de estrutura permite o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem, pois o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas e possibilita a comparação entre paisagens distintas, visto que cada paisagem apresenta um padrão estrutural peculiar e perceptível (METZER, 2001; RIBAS, 2015). Os elementos que compõem a estrutura da paisagem são distinguidos em Matriz, Mancha e Corredor e foram primeiramente discutidos por Forman e Godron, 1981 e 1986.

A matriz pode ser definida como: o elemento dominante, homogêneo e mais conectado que possui controle preponderante sobre o fluxo de energia e na dinâmica da paisagem (FORMAN & GODRON, 1986).

Mancha ou fragmento, também nomeado por outros autores de *patch*, ecótopo, biótopo, componentes da paisagem, elementos da paisagem, célula da paisagem, site entre outros termos (SOARES FILHO, 1998; VALENTE, 2001; MARENZI, 2004), pode ser definida segundo Forman e Godron (1986) como uma superfície não linear, diferindo em aparência da sua vizinhança. Elas variam largamente em termos de forma, tipo, heterogeneidade e características de fronteira. Por muitas vezes estão inseridas em uma matriz, área circundante que possui diferente estrutura espécies ou composição. Normalmente, as manchas na paisagem são comunidades de planta ou animais, isto é, conjunto de espécies. Contudo, algumas manchas podem não ter vida, ou conterem somente microrganismos, sendo então caracterizadas mais proeminentemente pela presença, por exemplo de rocha, solo, pavimento ou edifícios. Em ambientes fragmentados podem ser consideradas como fragmentos remanescentes, em ambientes pouco alterados podem ser áreas antropizadas em meio a uma matriz conservadas (MUCHAILH, 2007).

Os corredores se apresentam como estruturas lineares, naturais ou antrópicas, que diferem da matriz em ambos os lados, que ligam os elementos de uma mesma classe em uma paisagem, permitindo o movimento e intercâmbio genético entre animais e plantas, e as barreiras inibem tais trocas (SOARES FILHO, 1998; FARINA, 1998).

A caracterização desses elementos da paisagem torna-se essencial, pelo fato de que determinada configuração espacial (arranjo espacial dos elementos da paisagem), captada num tempo específico, reflete o resultado de processos pretéritos (físicos, ecológicos e sociais) e também podem influenciar a dinâmica desses processos (BARROS & MORO, 2015).

A expansão das atividades socioeconômicas tem sido a principal responsável pela modificação e/ou destruição das paisagens naturais, os transformando em remanescentes de fragmentos com tamanhos e formatos variados, espacialmente segregados, e mergulhados em mosaicos alterados pelo homem. Este processo conhecido como fragmentação de habitats, é considerado atualmente uma das maiores ameaças à biodiversidade global e a qualidade ambiental (KORMAN, 2003; PIRES et al., 2006; METZER, 1999).

A avaliação das consequências das atividades humanas no ambiente pode ser expressa em termos do uso do solo e de variações na estrutura da paisagem, que podem ser quantificadas através de métricas (TURNER, 1990). As métricas de paisagem (índices) são medições numéricas que quantificam a modelagem espacial de manchas de cobertura de terra, classes de cobertura de terra ou mosaicos de paisagem inteira de uma área geográfica (MCGARIGAL & MARKS, 1995). O termo “métricas da paisagem” refere-se exclusivamente a algoritmos desenvolvidos para padrões de mapas categóricos (COUTO, 2004).

Das classes de uso e cobertura do solo, a vegetação é um indicador condições e tendências da paisagem. Por ser um elemento natural muito sensível pode mudar abruptamente em curtos períodos de tempo e dentro de pequenas distâncias. Seu estudo permite conhecer, por um lado, as condições naturais do território e, por outro lado, as influências antrópicas recebidas, podendo-se inferir, globalmente, a qualidade do meio (SANTOS, 2004).

A análise do padrão estrutural da paisagem é direcionada por duas abordagens, uma relacionada à composição e outra a configuração da paisagem. Essas abordagens se diferem em função da apreciação ou não da referência espacial para a descrição das características da

paisagem e podem, independentemente ou combinados, estar influenciando no processo, que se constitui o principal enfoque de determinado estudo (MCGARIGAL & MARKS, 1995; VALENTE, 2001; RUTLEDE, 2003).

A composição descreve o número de unidades e a proporção da área ocupada por elas, refere-se às feições associadas à presença ou à ausência dos elementos na paisagem, considera, portanto, a variedade e abundância de seus elementos sem se importar com seu posicionamento ou com a localização das manchas dentro do mosaico (MCGARIGAL & MARKS, 1995). Como a composição requer integração de todos os tipos de manchas, as métricas de composição só são aplicáveis no nível da paisagem (MCGARIGAL, 2013).

A configuração descreve os atributos das manchas (fragmentos) relacionados à distribuição física desses elementos dentro da classe ou paisagem e proporcionam informação relevante à medição da fragmentação (MCGARIGAL & MARKS, 1995). Como aspectos importantes à configuração tem-se o grau de isolamento dos fragmentos; a localização desses fragmentos em relação a outros; e a vizinhança dos fragmentos, entre outros (VALENTE, 2001).

Devido à reconhecida importância de estudar padrões espaciais e processos ecológicos, foram desenvolvidos nos últimos uma série de métricas ou índices para medir a estrutura da paisagem, permitindo a comparação entre paisagens, a identificação das principais diferenças e a determinação das relações entre os processos funcionais e os padrões das paisagens (TISCHENDORF, 2001; VALENTE & VETTORAZZI, 2002).

As manchas formam os blocos de construção para mapas categóricos. Embora as manchas individuais possuam relativamente poucas características espaciais fundamentais (por exemplo, tamanho, perímetro e forma), os conjuntos de manchas podem ter uma variedade de propriedades agregadas, dependendo se a agregação é superior a uma única classe (tipo de mancha) ou várias classes. As métricas de paisagem se concentram no caráter espacial e distribuição de manchas (MCGARIGAL, 2002) e podem ser realizadas em três níveis dependendo do objetivo:



Nível Mancha (*Patch Level*): quantificam as manchas individualmente e caracterizam sua configuração espacial e contexto. Em muitas aplicações, estas métricas servem primeiramente como base computacional para outras métricas. Algumas vezes as métricas de mancha podem ser importantes e informativas em investigações da paisagem (COUTO,2004; LEITÃO et. al., 2006). Em dados vetoriais de áreas classificadas é representado como um polígono e em dados vetoriais é um conjunto representado por um grupo de células de 4 ou 8 vizinhos.

Nível Classe (*Class Level*): Resumem todas as manchas de uma determinada classe ou tipo. Essas métricas podem ser obtidas por média simples ou pesadas que tenham em conta a área da mancha. Em muitas aplicações o interesse primário é na quantidade e distribuição de um tipo particular de mancha, portanto muito usado na fragmentação de habitat. As métricas de classe, separadamente, calculam a quantidade e configuração espacial de cada de mancha e, assim, fornecem a média para quantificar a extensão e fragmentação de cada tipo de mancha dentro de uma paisagem (COUTO, 2004; LEILA, 2015).

Nível de Paisagem (*Landscape level*): referem-se padrão, composição e configuração do mosaico inteiro, não levando em consideração espacial das manchas individuais, mas a distribuição das classes participantes. Nesse grupo fala-se de métricas espacialmente implícitas (LEITÃO et.al., 2006; LEILA, 2015).

Existe uma grande variedade de métricas, o fato de que a maioria das métricas de nível superior ser derivadas dos mesmos atributos de nível de *patch* tem a implicação adicional de que muitas das métricas estão correlacionadas muitas deles são parcialmente ou completamente redundantes; isto é, eles quantificam um aspecto similar ou idêntico ao padrão de paisagem. Na maioria dos casos, as métricas redundantes serão altamente ou mesmo perfeitamente correlacionadas (COUTO, 2004; MCGARIGAL, 2002). É importante notar que, embora a maioria das métricas em níveis superiores seja derivada de atributos de nível de *patch*, nem todas as métricas são definidas em todos os níveis (MCGARIGAL, 2002).

Estas podem ser agrupadas em diferentes categorias métricas: de área; de densidade, tamanho e variabilidade métrica dos fragmentos; índices de forma; de borda; de área central ou nuclear; de proximidade, diversidade, de contágio entre outras.

**Métricas de área:** quantificam a composição das paisagens. Em geral as métricas de área são as bases do conhecimento da paisagem. São utilizadas por outras métricas e úteis para estudos ecológicos, uma vez que a riqueza e abundância de certas espécies dependem das dimensões dos fragmentos da paisagem para existir (VOLATÃO, 1998). O tamanho da mancha ou classe normalmente é calculado como a área total, independentemente da sua geometria.

**Métricas de densidade, tamanho e variabilidade métrica:** são medidas da configuração da paisagem. As informações desta categoria são importantes por caracterizarem os fragmentos e permitem que se ordene por grau de fragmentação, heterogeneidade de fragmentos, ou outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem (MCGARIGAL & MARKS, 1995). A distribuição do tamanho dos fragmentos (manchas) pode ser resumida nos níveis de classe e paisagem de várias maneiras (por exemplo, média, mediana, máxima variância, etc.), ou, alternativamente, representada como densidade de mancha, que é simplesmente o número de mancha por unidade área (MCGARIGAL, 2013).

**Métricas de bordas:** Representam a configuração da paisagem, ainda que não explicitamente. Quantificam os limites de fragmentos calculando o perímetro de cada fragmento, somando a borda total em cada classe e para toda a paisagem. Tal como acontece com as métricas anteriores, a quantidade relativa de borda por classe e densidade de borda pode ser calculada (BERRY, 1999).

**Métricas de forma:** **Métricas de forma:** Os índices de forma são indicadores da configuração da paisagem. Este grupo de métricas representa uma coleção de métricas sem unidade que descrevem a complexidade geométrica e / ou a compacidade das formas das manchas

e quantificam a configuração de paisagem em termos de complexidade geométrica nos níveis de manchas, classe e paisagem (BERRY, 1999). Sua quantificação é complicada, devido ao número infinito de possíveis formas de manchas, sendo necessária à adoção de uma paisagem padrão, para efeito de comparação (MCGARIGAL, 2013). Quando se utiliza do formato vetorial, a forma padrão adotada é o círculo, para o formato raster ou matricial, a forma padrão corresponde ao quadrado, varia de 1 para formas regulares e aumenta conforme a irregularidade. A métrica dimensão fractal compara a razão perímetro/área e é muito utilizada em pesquisas ecológicas da paisagem, e sua vantagem é pode ser aplicada às feições espaciais sob diversas escalas, varia de 1 a 2 (MCGARIGAL & MARKS, 1995; VOLOTÃO, 1998).

**Métricas de área central (“core”):** Os índices de área central refletem tanto a composição quanto a configuração de uma paisagem. A área do núcleo representa a área interior dos patches após a eliminação de um buffer de borda especificado pelo usuário. A área do núcleo é a área não afetada pelas bordas do patch. Essa distância de "efeito de borda" é definida pelo usuário como relevante para o fenômeno em consideração e pode ser tratada como fixa ou ajustada para cada tipo de borda exclusivo. A área central integra o tamanho da mancha, a forma e a distância do efeito de borda em uma única medida (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

Para se entender o problema das áreas centrais, pode-se pensar que certos fragmentos têm bastante área – o suficiente para manter uma dada espécie – mas não têm área central capaz de permitir uma manutenção daquela espécie (VOLOTÃO, 1998).

**Métricas de Isolamento / proximidade** - Refere-se à tendência de que os remendos estejam relativamente isolados no espaço (ou seja, distantes) de outras manchas da mesma classe ou similar (ecologicamente compatíveis).

A observação do desenvolvimento da paisagem no tempo, a caracterização dos fatores naturais, assim como dos agentes humanos é um importante pré-requisito para o entendimento dos processos que

modificam o ambiente, tanto na escala temporal quanto na espacial e para o prognóstico de tendências futuras. Para muitas tarefas dos órgãos de planejamento e do meio ambiente, a documentação da condição atual e a detecção de mudanças são de significado central. (LANG & BLASCHKE, 2009; VIEGAS, 2015).

Foody e Mathur (2004) afirmam que a única fonte viável de informações sobre a cobertura da terra em grandes áreas e que permite que os dados sejam adquiridos de forma regularmente repetitiva é a detecção remota. Muitas vezes, a escassez de estudo de paisagens remotas como as do Pantanal está relacionada ao seu tamanho e a dificuldade de se conseguir amostras (CALZADA, 2017), além do conhecimento limitado tanto do comportamento espectral dos diversos biomas pantaneiros, que são sujeitos alterações hidrológicas ao longo do ano, como dos fatores exógenos que influenciam a obtenção da refletância espectral (ADAM et. al., 2010).

Com o avanço tecnológico, existe atualmente uma variedade de sensores e novas técnicas de processamento para viabilizar o delineamento temático da paisagem, em diferentes níveis de resoluções espaciais e espectrais, passando do uso da tradicional técnica de análise de mistura espectral, com capacidade de análise intrapixel em dados, sobretudo de média resolução, para o uso de algoritmos de tratamento baseados em segmentação hierárquica e classificação orientada a objetos com frequências temporais variando desde 30 minutos até semanas ou meses (SANTOS, 2006; ADAM et. al., 2010).

## **2.5. Classificação Digital de Imagens**

Um sistema de classificação, de forma geral, tem por objetivo a organização de sistemas similares segundo certos critérios. Porém o mesmo não precisa compreender um elemento final em si e pode ser acompanhado de embasamento explicativo constando itens para a caracterização de uma área sem que os mesmos sirvam necessariamente como parâmetros de classificação (PENTEADO, 2011).

A classificação geográfica (ou regionalização) consiste na partição de uma área em regiões menores relativamente homogêneas (unidades), permitindo avaliar as variações espaciais de características biológicas e ambientais em diferentes escalas espaciais (HUANG e FERNG, 1990). As unidades de paisagem natural, enquanto unidades territoriais básicas passíveis de georreferenciamento contêm uma porção do terreno onde se imprimi uma combinação de eventos e interações, visíveis e invisíveis, cujo resultado é registrado e pode ser visto na forma de imagem de um determinado momento, representando um elo entre a Geografia e a Ecologia (CREPANI, 2001).

Classificação digital de imagens é o processo de extração de informação em imagens para reconhecer padrões e objetos homogêneos e são utilizados em Sensoriamento Remoto para mapear áreas da superfície terrestre que correspondem aos temas de interesse (SPRING - DPI/INPE, 2006). Envolve o processamento computacional da imagem com o objetivo de unir grupo de pixels que possuam informações semelhantes, sendo o nível de semelhança dependente da escolha do método classificador (modelo matemático) (CRUZ, 2008).

As técnicas de classificação digital de imagens automatizam o processo de extração de informações, elimina a subjetividade da interpretação humana e reduz o esforço de trabalho do analista. O resultado final da classificação é uma imagem digital que constitui em um mapa de pixels classificados, representando em polígonos os padrões homogêneos de classes de alvos (mapa digital temático) (MENESES & SANO, 2012).

A classificação pode ser dividida em supervisionada ou não supervisionada, ou ainda em paramétrica e não paramétrica (MENESES & SANO, 2012). Nos métodos da classificação supervisionada, padrões representativos de cada classe estão disponíveis e o sistema é “ensinado” a reconhecer padrões por meio de esquemas de adaptação (CASTRO & PRADO, 2002), ou seja, as classes são previamente definidas ou caracterizadas através das amostras de treinamento (ANDREOLA, 2009).

Os métodos não supervisionados não possuem ou não exploram conhecimento algum sobre as classes das amostras de treinamento

(PAPA, 2008), a classificação está apoiada em métodos estatísticos de análise de agrupamento e a identificação das classes ocorre sem a intervenção direta do intérprete (NOVO, 2011). Papa (2008) afirma que tal método é utilizado quando se existe a dificuldade de se rotular uma amostra de treinamento. Isto se deve a vários fatores tais como sobreposição de classes e ao fato de que em grande parte dos casos, nenhuma informação a priori da distribuição dos dados está disponível. São exemplos de classificadores não-supervisionados o k-médias e o isodata. (ANDREOLA, 2009).

Nos métodos paramétricos, se supõe conhecida a forma geral da função densidade de probabilidade que descreve o comportamento dos dados. Os parâmetros existentes são estimados a partir das amostras de treinamento disponíveis para cada classe (ANDREOLA, 2009). Ocorrem casos em que a forma geral da função densidade probabilidade associada aos dados não é conhecida. A alternativa nestes casos consiste na utilização dos chamados métodos não-paramétricos (LEMOS, 2003).

Dentro da abordagem da estatística paramétrica, a Máxima Verossimilhança (MAXVER) é um dos métodos mais usados pela comunidade de sensoriamento remoto. Este algoritmo estima, em uma abordagem quantitativa, a variância e a covariância dos padrões espectrais das amostras de treinamento (ANDRADE et. al., 2013). Já redes neurais, sistemas Fuzzy, e SVM são exemplos de classificadores não-paramétricos. Para o treinamento desses classificadores usam-se pares entrada e saída, determinando a função de decisão que classificará os dados de entrada em uma das classes (ANDREOLA, 2009).

Geralmente a classificação de imagens de sensoriamento remoto é feita pixel a pixel, que consiste no processo de associar os pixels da imagem a um número finito de classes individuais que representam os objetos do mundo real, com base nos seus valores digitais. Se um pixel satisfaz um determinado conjunto de critérios, normalmente avaliados por medidas estatísticas, o pixel é atribuído à classe que melhor satisfaz os critérios estabelecidos (MENESES& SANO, 2012). Nessa classificação é baseada em atributos exclusivamente espectrais (nível de cinza do pixel

nas diversas bandas espectrais), e é o principal limitante do processo (EARTHAL, 1991).

A classificação por regiões foi proposta para superar essa limitação (EARTHAL, 1991). Na classificação por região o processo de decisão leva em consideração além de informação espectral de cada "pixel", a informação espacial que envolve a relação com seus vizinhos. Busca-se simular o comportamento de um fotointérprete reconhecendo áreas homogêneas nas imagens baseadas nas propriedades espectrais e espaciais dos objetos (SPRING - DPI/INPE, 2006). Desde os anos 2000, estudos em Processamento Digital de Imagens (PDI) e SR utilizam do novo paradigma conhecido como Análise de Imagens Baseada a Objetos (WIGGERS & RIBEIRO, 2015).

### 2.5.1. *Support Vector Machines (SVM)*

O *Support Vector Machines (SVM)* é uma técnica de aprendizagem estatística não paramétrica supervisionada, portanto, não existe uma suposição na distribuição de dados subjacente (MOUNTRAKIS e OGOLE, 2010). Na sua formulação original de Vapnik (1979), os SVMs foram originalmente definidos como classificadores binários que busca encontrar o hiperplano ótimo que separa o conjunto de dados em classes predefinidas de forma consistente com as amostras de treinamento (ZHU & HASTIE, 2005).

Os fundamentos de SVM são provenientes da Teoria de Aprendizagem Estatística desenvolvida inicialmente pelo pesquisador russo Vladimir Vapnik e colaboradores (VAPNIK, 1999). Vapnik idealizou o princípio indutivo de Minimização do Risco Estrutural (*Structural Risk Minimization – SRM*). Este princípio busca minimizar o erro do conjunto de treinamento (risco empírico), juntamente com o erro do conjunto de teste, isto é, conjunto de amostras não empregadas no treinamento do classificador (risco na generalização) (SANTOS, 2002; ANDREOLA, 2009;).

Lorena e Carvalho (2007) definiram o erro de treinamento (risco empírico) como a frequência de erros durante a etapa de treinamento, o

erro de generalização como a frequência de erros produzidos quando se é testado com exemplos não vistos anteriormente, e a generalização de um classificador, como a sua capacidade de prever corretamente a classe de novos dados. No caso em que o modelo se especializa nos dados utilizados em seu treinamento, apresentando uma baixa taxa de acerto quando confrontado com novos dados, tem-se a ocorrência de um “superajustamento” (*overfitting*).

O esquema abaixo (figura 02) é utilizado para demonstrar a questão da generalização e é mais bem avaliado para o caso de duas classes. Assumindo que as amostras de treinamento das duas classes são linearmente separáveis, a classificação SVM permite a obtenção de funções de um separador das mesmas, a função de decisão mais adequada é aquela para a qual a distância entre os conjuntos das amostras de treinamento é maximizada, ou seja, é aquela que faz a distinção entre duas categorias diferentes de dados. Neste contexto, a função de decisão que maximiza esta separação (hiperplano de separação) é denominada de ótima (ALBUQUERQUE, 2012; ANDREOLA, 2009). A margem é definida como a soma das distâncias entre os pontos de ambas as classes que são os mais próximos à função de separação (VAPNIK, 1995).

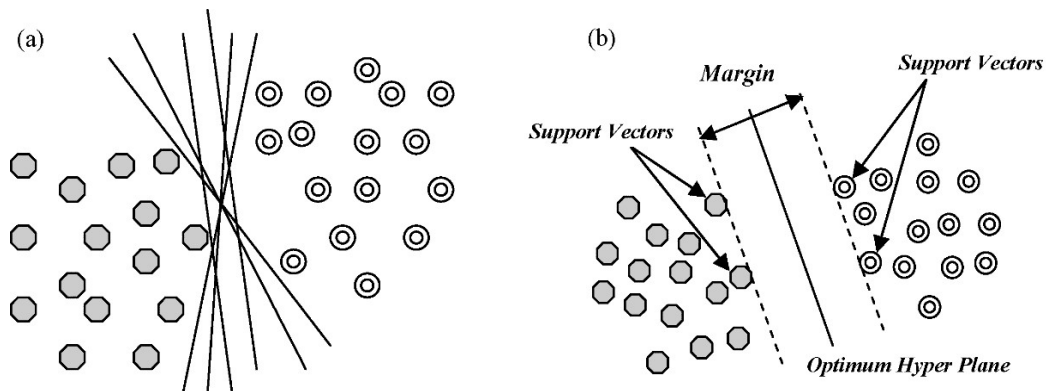


Figura 02. (a) Hiperplanos para dados linearmente separáveis. (b) Hiperplano ideal e vetores de suporte, retirado de: (KAVZOGLU & COLKESEN, 2009).

Por sua natureza, os SVMs são essencialmente classificadores binários, não suportando problemas que pressupõe que dados podem ser linearmente separáveis (BORGES, 2003). Na prática, é difícil encontrar



aplicações cujos dados sejam linearmente separáveis, dados de diferentes membros de classe (clusters) se sobrepõem, tornando os limites básicos de decisão lineares insuficientes para classificar padrões com alta precisão (MOUNTRAKIS E OGOLE, 2010).

As funções de kernel adaptam conjuntos não lineares, alterando os dados do espaço de entrada para um espaço com uma dimensão muito superior, possibilitando que os dados não separáveis linearmente tornem-se separáveis no espaço de características (BORGES, 2002; ALVES e FRAGAL, 2011). A aplicação das funções de Kernel otimiza a atuação do separador de classes (ALBUGUERGUE, 2012). As mais conhecidas e utilizadas são: os Polinomiais, os Gaussianos ou RBF (*Radial-Basis Function*) e os Sigmoidais; (LORENA & CARVALHO, 2007; GIRARDELLO, 2010).

Para que o classificador SVM seja utilizado com sucesso é necessário escolher uma função de kernel adequada, bem como os parâmetros dessa função. O kernel RBF tem sido frequentemente mencionado na literatura por obter bons resultados na classificação de imagens de sensoriamento remoto. Neste caso, dois parâmetros devem ser escolhidos para o classificador SVM: (1) O parâmetro de margem (C) que determina um ponto de equilíbrio razoável entre a maximização da margem e a minimização do erro de classificação, e (2) o parâmetro  $\gamma$  que controla o raio do kernel RBF (BONESSO, 2013).

Outra implicação do SVM ser um classificador binário é que maioria dos aplicativos de detecção remota envolvem várias classes, sendo esse tipo de problema denominado "classificação multiclass" (BORGES, 2002; ALBUQUERQUE, 2012). Para o benefício da abordagem SVM a ser realizada no sensoriamento remoto, é necessário, portanto, algum meio de extensão da abordagem SVM para classificação em situações de multiclass (FOODY e MURTH, 2004).

Duas abordagens principais foram sugeridas para a aplicação de SVMs para classificações multiclass. Em cada uma, a base subjacente foi reduzir o problema multiclass para um conjunto de problemas binários, permitindo que a abordagem SVM básica seja usada (FOODY & MURTH, 2004).

**Um Contra Um (*One Against One*):** É um método simples e eficiente para a resolução de problemas Multiclasses. São gerados classificadores, um para cada par de classes diferente, cada classificador resolve um problema de classificação binária e cada classificador é treinado usando parte do conjunto de treinamento contendo apenas exemplos das duas classes envolvidas, o resultado dessa classificação é considerada um voto. O classificador final é o com maior número de votos, isto é, uma observação  $x$  vai pertencer à classe que tem maior número de votos (BORGES, 2003; GIRARDELLO, 2010; ALBUQUERQUE, 2012;).

**Um contra todos (*One-against-rest*):** Nesse método um conjunto de classificadores binários (cada um treinado para separar uma classe do resto) um classificador binário é treinado para esses dois grupos e este procedimento é repetido para cada uma das classes (GIRARDELLO, 2010). Dado um objeto a classificar, atribui-se ele a classe que maximiza a função de decisão (BORGES, 2003; FOODY E MURTHNER, 2004).

Uma vantagem desse método é o número reduzido de classificadores, comparado ao método Um Contra Um, o que torna a classificação mais rápida em casos de poucas classes. Uma desvantagem é que cada classificador utiliza todas as classes, sendo assim o desempenho depende do número de classes (GIRARDELLO, 2010).

#### 2.5.2. Classificação orientada a objetos (*Object-Based Image Analysis-OBIA*)

A quantidade crescente de dados sendo produzidos em uma gama cada vez maior de resoluções espaciais, espectrais, radiométricas e temporais e a considerável urgência no desenvolvimento de soluções operacionais que possam extrair informações desses dados de sensoriamento remoto (BLASCHKE, 2010) faz diminuir a precisão potencial de uma abordagem de classificação puramente baseada em pixels (BLASCHKE et. al., 2014).

Diferentemente das análises baseadas em pixel, que a interpretação da imagem fica limitada a quadrados, cujas características são variáveis espectrais, nas análises baseadas em objetos podem ser

incorporadas outras informações (ADDINK, et., 2010). Para processos de classificação baseada em objetos, muitas opções devem ser selecionadas, incluindo o tipo de imagem, o método de segmentação, a avaliação de precisão, o algoritmo de classificação, os conjuntos de amostras de treinamento, os recursos de entrada e as classes de destino ( MA et. al., 2017).

A Análise de Imagens Baseada em Objetos fundamenta-se na ideia de que, deslocando as unidades básicas de pixels para objetos de imagem, pode-se simular (ou exceder) a interpretação visual, fazer melhor utilização da informação espacial implícita nas imagens de sensoriamento remoto, e, ao mesmo tempo, proporcionar uma maior integração com os vetores dos sistemas de informações geográficas (HAY; CASTILLA, 2008). Objetos-imagem representam entidades ou componentes de cena que se distinguem em uma imagem ( BLASCHKE et. al., 2014). O objetivo é usar o conhecimento do usuário para rotular redes hierárquicas obtidas por uma segmentação multinível (BAATZ et al., 2004)

A ideia de incorporar informações contextuais na classificação de imagens de sensoriamento remoto pode ser rastreada até a década de 1970, mas grande parte dos estudos conhecido como OBIA se originou em torno do software conhecido como eCognition, que mais tarde foi renomeado como Definiens (BAATZ & SCHAPE, 2000).

Na OBIA há duas etapas principais, a primeira etapa é a segmentação da imagem, utilizada para subdividir toda a imagem a segunda etapa preocupa-se com a classificação dessas regiões.

Na segmentação os pixels são agrupados em segmentos com base em similaridade (ADDINK et. a., 2010) que tem como objetivo dividir uma imagem em regiões espacialmente contínuas, disjuntas e homogêneas. Os segmentos são regiões geradas por um ou mais critérios de homogeneidade em uma ou mais dimensões (de um espaço de recursos). Assim, os segmentos têm informações espectrais adicionais em comparação com pixels únicos (por exemplo, valores médios por banda, e valores médios, valores mínimos e máximos, relações médias, variância etc.), além de informação espacial adicional (BLASCHKE & STROBL,

2001). A segmentação pode ser usada também para subdividir objetos específicos de imagem de outros domínios em objetos de imagem menores.

A Definiens fornece várias abordagens diferentes para este conhecido problema, que vão desde algoritmos muito simples, como segmentação *chessboard* e *quadtree-based*, até métodos altamente sofisticados, como a segmentação multi-resolução ou a segmentação do filtro de contraste.

O algoritmo de segmentação multi-resolução do software e-Cognition aplica a abordagem de crescimento de regiões, onde os objetos serão ou não fundidos de acordo com o critério de similaridade, construído a partir do conceito de homogeneidade interna das regiões ( $h$ ) e o parâmetro escala (BAATZ et al., 2004; ENCARNAÇÃO et. al., 2007).

O parâmetro escala é um termo abstrato que determina a heterogeneidade máxima permitida para os objetos de imagem resultantes. Para dados heterogêneos, os objetos resultantes para um determinado parâmetro de escala serão menores do que em dados mais homogêneos. Ao modificar o valor no valor do parâmetro escala, você pode variar o tamanho dos objetos de imagem (DEFINIENS, 2008).

A homogeneidade é usada como sinônimo de heterogeneidade minimizada (DEFINIENS, 2008). O critério geral de heterogeneidade é composto por dois atributos, nomeadamente, cor e forma. O atributo cor constitui-se de uma soma ponderada dos desvios-padrão de cada banda espectral e o atributo forma é composto por dois outros atributos: compactidade (*Compactness*) e suavidade (*Smoothness*). (BAATZ et. al., 2008).

A compactidade é um atributo que representa o quão agrupado estão os pixels de um determinado objeto. Este critério deve ser usado quando diferentes objetos de imagem são bastante compactos, mas são separados de objetos não compactos apenas por um contraste espectral relativamente fraco. O critério de suavidade é usado para otimizar objetos de imagem em relação à suavidade das bordas (DEFINIENS, 2008).

A segmentação pode abordar hierárquicas em diferentes níveis de escalas. A *Bottom-up* (de baixo para cima) em que o processo

começa por um nível mais detalhado de objetos de imagem que são agregados em objetos maiores à medida que se passa a níveis hierárquicos de maior escala; e *Top-down* (de cima para baixo), onde o processo inicia com objetos de imagens maiores que são subdividido até se alcançar o nível de escala mais detalhado (PINHO, 2006).

Surgindo assim a terminologia “superobjeto” e “subobjeto”. Cada objeto também faz parte de um "superobjeto" (nível mais grosseiro de detalhamento), obtido combinando vários objetos vizinhos em um maior, e cada um pode ser subdividido em objetos menores: “subobjetos” (nível fino de detalhamento) (ANTUNES & LUZ, 2009).

Após a etapa de segmentação, utilizam-se classificadores para categorizar todos os segmentos de uma imagem digital em uma das várias classes de objetos representadas na imagem.

Como as imagens estão estruturadas em objetos que possuem identidade própria, usando OBIA, o conhecimento em uma paisagem pode ser incluído pela introdução de regras (ADDINK et., 2010), onde os objetos passam a se relacionar através da definição da rede hierárquica (herança dos atributos que descrevem a classe) e da rede semântica (estrutura lógica de relação entre as classes) (PINHEIRO, 2005).

Dentre as possibilidades de classificação, existem aquelas utilizadoras de algoritmos classificadores que executam a função *fuzzy* de pertinência. A lógica difusa é uma lógica de vários valores que quantifica declarações incertas. A ideia básica é substituir as duas afirmações lógicas booleanas "*true*" e "*false*" pelo intervalo contínuo de  $[0, \dots, 1]$ , onde 0 significa "falso" e 1 significa "verdadeiro" e todos os valores entre 0 e 1 representam uma transição entre verdadeiro e falso (BENZ et. al., 2004).

Cada objeto imagem é vinculado com um grupo de graus de pertinência para indicar quanto este pertence a uma determinada classe. Os objetos com condições intermediárias podem ser descritos pelos graus de pertinência. A classe com maior persistência é interpretada como classe real (HUSSAIN et. al., 2013).

As funções *fuzzy* de pertinência são importantes em classificações de imagens, pois normalmente, apenas conceitos difusos existem para mapeamentos da cobertura terrestre. Portanto, sempre que

os limiares são definidos, são idealizações na maior parte insatisfatórias do mundo real e subsequentemente levam a problemas durante a classificação. Se esses limiares são usados para a definição de "verdade terrestre", os resultados da classificação são comparados com dados de referência idealizados e, portanto, a estimativa de desempenho da classificação não é o ideal (BENZ et. al., 2004)

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo é localizada no Megaleque do Cuiabá e compreende dois compartimentos geomorfológicos delimitados de acordo com Pupim (2014): Paleoleque do Cuiabá e Planícies Fluviais Confinadas (figura 02).

O Pantanal é uma bacia preenchida por um amplo trato deposicional dominado por leques e planícies fluviais, dentre os vários sistemas deposicionais, o do rio Cuiabá é um dos maiores, ocupando a porção norte da planície do Pantanal (PUPIM et al., 2012) e corresponde ao objeto de estudo deste trabalho.

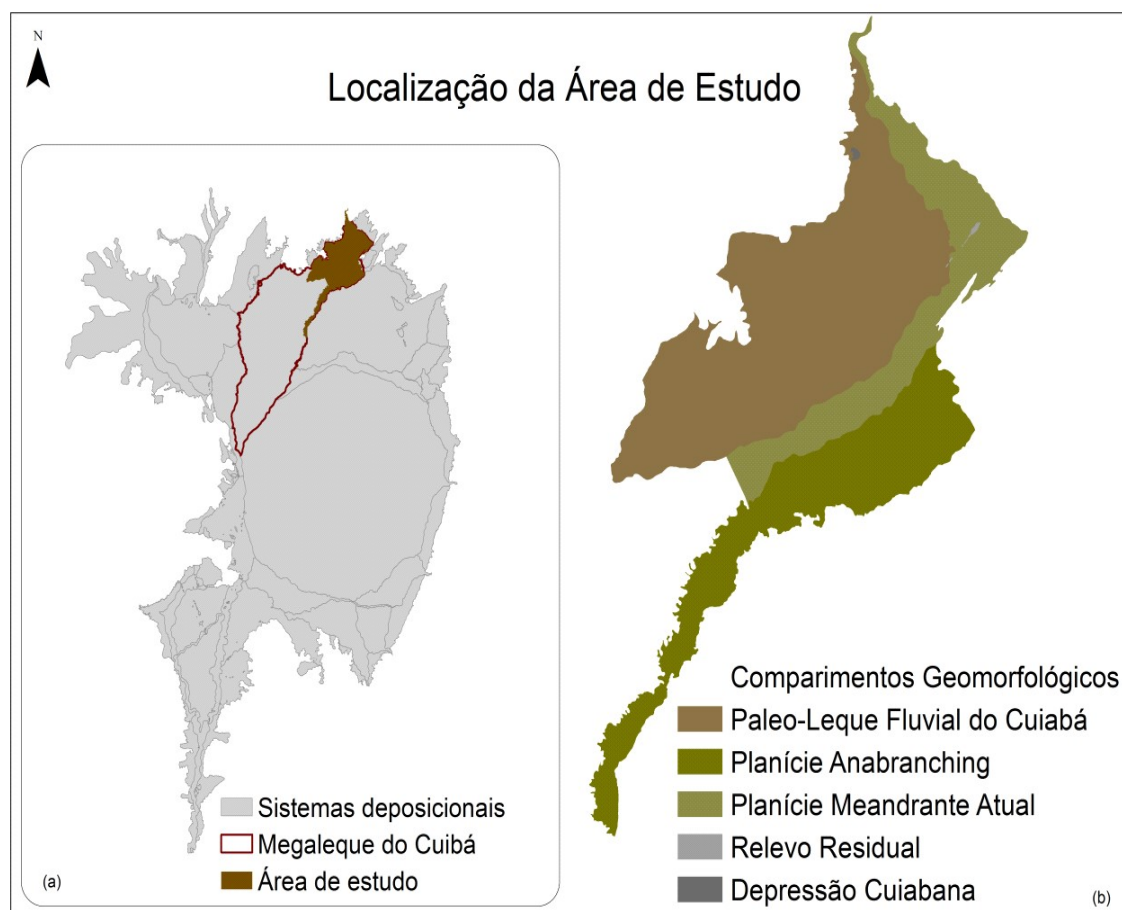


Figura 05. Localização da área de estudo (a) e compartimentos geomorfológicos.

O Paleoleque do Cuiabá está topograficamente mais elevado e representa feição relict, atualmente, em estágio de degradação. A rede de paleocanais entrelaçados configura evidência de regimes fluviais torrenciais, ativo sob clima semi-árido e forte sazonalidade pluviométrica. A inundação devido ao escoamento superficial durante o período úmido (novembro a março) é geralmente breve e de apenas alguns centímetros (<30 cm) de profundidade da água (PUPIM, 2014; 2017).

Na planície fluvial confinada coexistem dois estilos fluviais distintos, um meandrante de canal único e outro anabranching com canais de baixa sinuosidade. O trecho com padrão meandrante é composto por canal ativo e outro em abandono, esse último denominado rio Piraim. O trecho em abandono é uma evidência de que o padrão meandrante é o mais antigo, sendo que um importante evento de avulsão fluvial foi responsável pela mudança de posição e, conseqüentemente, do padrão do canal atual do rio Cuiabá (PUPIM, 2014)

O clima no Pantanal é quente, com uma estação seca pronunciada de maio a setembro e uma estação chuvosa de outubro a abril. A precipitação anual diminui de 1.250 mm na parte norte perto de Cáceres para 1.089 mm na parte sul perto de Corumbá. Perto de Cuiabá, a temperatura mensal média varia entre 27,4 ° C em dezembro e 21,4 ° C em julho. (JUNK et al., 2006). Um grande número de unidades de paisagens ocorre no Pantanal, diferindo umas das outras pelo seu tamanho e, principalmente, em respeito a duração e profundidade da inundação anual. A distribuição e a diversidade das espécies vegetais variam dentro e entre as unidades.

### **3.2. Procedimentos metodológicos**

A metodologia adotada neste trabalho busca descrever elementos da paisagem da área objeto de estudo, em escalas espaciais e temporais diversas. Para isso ela foi dividida em: avaliação temporal e caracterização atual. No primeiro momento foram usadas imagens dos satélites Landsat 5 e 8. A segunda etapa visa aumentar o detalhamento da classificação e a análise da paisagem através de métricas, utilizando para isso imagens do



satélite CBERS 4. O resultado são mapas temáticos, análise das mudanças ocorridas entre os anos de 1986 e 2016 e da situação atual da paisagem.

Os dados usados dividem-se em imagens de satélites, arquivos vetoriais (shapefiles) que foram analisados em diversos softwares e são descritos a seguir:

- Imagens de satélites:

O mapeamento multitemporal das unidades de paisagens presentes na área do estudo foi realizado com base em imagens dos satélites Landsat 5 e 8, órbita e ponto 226/71 e 226/72. Para a caracterização atual foram usadas imagens do satélite CBERS 4 órbita e ponto 166/118. Elas foram adquiridas de forma gratuita através do Catálogo de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, e através do site Earth Explorer para o satélite Landsat 8. As características dos sensores e a finalidade de sua utilização encontram-se na figura 04 abaixo:

Satélite	Sensor	Data da imagem	Bandas	Resolução Espectral	Resolução Espacial	Finalidade					
Landsat 5	TM	08/09/1986	(B1) AZUL	0.45 - 0.52 $\mu\text{m}$	30 m	Classificação para o ano de 1986					
			(B2) VERDE	0.52 - 0.60 $\mu\text{m}$							
			(B3) VERMELHO	0.63 - 0.69 $\mu\text{m}$							
			(B4) INFRAVERMELHO PRÓXIMO	0.76 - 0.90 $\mu\text{m}$							
			(B5) INFRAVERMELHO MÉDIO	1.55 - 1.75 $\mu\text{m}$							
			(B7) INFRAVERMELHO MÉDIO	2.08 - 2.35 $\mu\text{m}$							
Landsat 8	OLI	10/09/2016	(B1) COSTAL	0.433 - 0.453 $\mu\text{m}$	30 m	Classificação para o ano de 2016					
			(B2) AZUL	0.450 - 0.515 $\mu\text{m}$							
			(B3) VERDE	0.525 - 0.600 $\mu\text{m}$							
			(B4) VERMELHO	0.630 - 0.680 $\mu\text{m}$							
			(B5) INFRAVERMELHO PRÓXIMO	0.845 - 0.885 $\mu\text{m}$							
			(B6) INFRAVERMELHO MÉDIO	1.560 - 1.660 $\mu\text{m}$							
			(B7) INFRAVERMELHO MÉDIO	2.100 - 2.300 $\mu\text{m}$							
								(B9) Cirrus	1.360 - 1.390 $\mu\text{m}$		
CBERS 4	PAN	08/05/2017	(B1) PAN	0,51 - 0,85 $\mu\text{m}$	5 m	Classificação de macrohabitats e caracterização atual					
			(B2) VERDE	0,52 - 0,59 $\mu\text{m}$	10 m						
			(B3) VERMELHO	0,63 - 0,69 $\mu\text{m}$							
			(B4) INFRAVERMELHO PRÓXIMO	0,77 - 0,89 $\mu\text{m}$							
	MUX	05/08/2017 15/09/2017 25/07/2017 11/10/2017 28/12/2017 23/01/2017	(B5) AZUL	0,45 - 0,52 $\mu\text{m}$	20 m	Classificação da duração de inundação					
			(B6) VERDE	0,52 - 0,59 $\mu\text{m}$							
			(B7) VERMELHO	0,63 - 0,69 $\mu\text{m}$							
			(B8) INFRAVERMELHO PRÓXIMO	0,77 - 0,89 $\mu\text{m}$							

Figura 06. Características dos sensores usados e sua finalidade - elaborada com dados do INPE.

- Dados vetoriais:

Os dados vetoriais consistem em dados shapefiles provenientes de outros estudos e que serviram como base de referência neste trabalho:

- Sistemas de posicionais elaborado por Assine (2015a) para a localização da área de estudo.
- Geomorfologia do megaleque de Cuiabá elaborado por Pupim (2014) do para a delimitação da área de estudo;
- Frequência de Inundação para o Pantanal elaborado por Padovani (2010) para caracterização das classes.
- Relatório Técnico Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai – Período de Análise: 2012 a 2014 (Instituto SOS Pantanal, WWF- Brasil. Brasília, 2015) para conferência da classificação.

- Softwares:

- ENVI: Foi utilizado para a realização de todos os procedimentos de pré-processamento (correção radimétrica, atmosférica, geométrica) classificações, e cálculo de exatidão.
- ArcGis 10.2: Para elaborações dos mapas temáticos finais, para a análise visual e refinamento de classes, também para comparação com os dados vetoriais disponíveis.
- Ecognition: Para a caracterização atual através de classificações orientada a objeto.

### **3.2.1. Avaliação Temporal**

Primeiramente as imagens dos Landsat passaram pelas técnicas de pré-processamento que se referem ao tratamento inicial dos dados brutos obtidos pelo sistema sensor, de modo a remover

características indesejáveis produzidas na imagem (ENTURIERI, 2007).

Além disso, os satélites utilizados nesta etapa não possuem o mesmo tipo de sensor e nem mesma data de aquisição dos dados, o que significa que as imagens possuem diferentes condições atmosféricas, geométricas, visadas e iluminação. Para que os dados possam ser comparados entre si esta etapa é imprescindível.

As técnicas de pré-processamento que as imagens foram submetidas são denominadas correções radiométrica, atmosférica e geométrica. As imagens do Landsat 8 não passaram pela correção geométrica e foram realizadas pelo software ENVI.

A Correção radiométrica envolve a conversão dos números digitais (ND) das imagens para valores de radiância aparente do topo da atmosfera através da ferramenta de calibração específica para cada sensor e seus parâmetros (data de aquisição, elevação do sol, GAINS e BIAS) fornecidos na aquisição das imagens.

Para a correção atmosférica foi utilizado o FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) que consiste em um módulo de correção para diversos sensores, utilizando os algoritmos MODTRAN (*Moderate Resolution Atmospheric Radiance and Transmittance Model*). Quando testado em relação aos *Dark Object Subtraction* (DOS1) e *Improved Dark Object Subtraction* (DOS2) por Gomes et.al., (2012), para imagem do satélite Landsat 5 sensor TM e comparados com dados medidos em campo, o MODTRAN apresentou os resultados mais consistentes.

A validação do resultado da correção atmosférica foi realizada através da observação das curvas de assinatura espectral (antes e depois da correção) de alvos conhecidos presentes na imagem (vegetação, solo e água).

A Correção geométrica foi realizada por meio do módulo Registration. Visto que as imagens do Landsat 8 são disponibilizadas ortorretificadas elas foram utilizadas como base para a extração de pontos para a correção geométrica das demais. Foram distribuídos pontos até que o erro RMS fosse inferior a 0,3. Este procedimento é muito importante para

a acurácia do posicionamento, para o processo de mosaico de duas ou mais imagens e para integração dos dados de campo com as imagens.

Antes da correção geométrica as imagens Landsat 8 precisaram ser projetadas para o hemisfério sul.

Depois do pré-processamento das imagens foi realizado o reconhecimento de padrões com o objetivo de classificar feições de interesse em uma dada classe ou categoria. Esses padrões são pixels individuais que foram agrupados em classes espectralmente semelhantes, criando assim uma biblioteca com as assinaturas espectrais.

Com a finalidade de avaliar as mudanças ocorridas entre os dois anos, levando-se em consideração as limitações inerentes aos sensores dos satélites Landsat e às características da área de estudo, delimitou-se três grandes categorias: Natural, Antrópica e Água. A categoria Natural agrupa as classes de Campos Nativos e Formações Florestais. Pertencem à Antrópica os Campos Antropizados e Áreas Antropizadas. Enquadram-se em Água todos os corpos d'água.

## CLASSES NATURAIS

### - **Vegetação com influência fluvial:**

Envolve as os campos limpos inundáveis e formações pioneiras que devido a sua densidade não foram enquadradas como formações florestais (ex: Brejos, Cambarazal, Paratudal, Carandazal), localizadas ao longo dos cursos de água e em áreas de depressões que acumulam água.

- **Campos Nativos:** Descrevem as pastagens nativas

- **Formações Florestais:** É caracterizada pela formação arbórea densa.

## CLASSES ANTROPICAS

- **Campos Antropizados:** Correspondem as pastagens exóticas;

- **Áreas Antropizadas:** Fazem parte as categorias: agricultura, mineração e solos expostos.

AGUA: Envolve todos os corpos d'águas como rios, lagoas e canais.

A classificação foi realizada de forma individual para cada um dos compartimentos através algoritmo de classificação supervisionada SVM. O software ENVI permite que a classificação seja feita pixel a pixel e o problema multiclasse seja contornado pelo método "um contra um".

A função escolhida foi Radial Basis Function que exige a definição do parâmetro Gamma, que foi determinado em 1,5 e o fator de penalidade (C), utilizou-se 1500. É necessário ainda especificar o Limite de Probabilidade de Classificação (Penalty Parameter) e o Nível de Pirâmide (Pyramid Levels) que por padrão são 0 e foi o utilizado. As áreas coletadas na etapa anterior correspondem às amostras de treinamento (ROIs) utilizadas para a discriminação das classes.

O mapa resultado da classificação passou por um procedimento denominado de *Change Detection* no software ENVI que mostra as transições de classe entre 1986 e a de 2014 e pela validação do mapeamento através da avaliação da acurácia.

Muitos métodos são utilizados na avaliação da acurácia de um mapa temático. Mais comumente em sensoriamento remoto, é utilizada a matriz de erro ou confusão, um método quantitativo que faz o uso da correlação de informações dos dados de referência (compreendido como verdadeiro) com os dados classificados (FOODY, 2004; PRINA & TRENTIN, 2015).

A avaliação da acurácia pode ser obtida por meio de coeficientes de concordância, sendo que estes podem ser expressos como concordância total ou para classes individuais. Entre dos coeficientes encontra-se a Exatidão Global calculada dividindo a soma da diagonal principal da matriz de erros (amostras classificadas corretamente) pelo número total de amostras coletadas (FIQUEREDO & VIERA, 2007).

O mais comumente usado para avaliar a acurácia total do mapa temático é o índice Kappa, dado pela equação (ANTUNES, 1997):

$$K = P_o - P_e / 1 - P_e$$

Onde  $P_o$  é o produto entre o somatório da diagonal principal da matriz ( $\sum X_{ii}$ ) e o número total de observações (N);  $P_e$  é expresso pelo

somatório do produto dos elementos das linhas e colunas marginais ( $\sum X_i + X_{+i}$ ); e 1 corresponde ao número total de observações (N) ao quadrado (Cohen, 1960 apud ANTUNES, 1997).

### 3.2.2. Caracterização Atual

Esta etapa consiste em identificar e avaliar as unidades de paisagem presente no Paleoleque do Cuiabá através e se subdivide nas seguintes etapas: Classificação de Unidades Funcionais – Classificação de Subclasses - Classificação de Macrohabitats e Cálculo de métricas de paisagem.

A identificação das unidades, das subclasses e dos Macrohabitats foi separada em etapas usando como referência a classificação de áreas úmidas brasileiras, elaborada por Junk et. al., (2014) que enquadra o Pantanal na posição de Classes. Descrevem as Unidades Funcionais como macrorregiões que apresentam condições hidrológicas similares, exceto a unidade funcional denominada "áreas antropogênicas" que têm como critério unificante o severo impacto humano. E as Subclasses como unidades definidas por plantas superiores e pela estrutura de suas comunidades. (NUNES DA CUNHA & JUNK, 2014).

#### 3.2.2.1. Classificação das Unidades Funcionais

As unidades funcionais foram delimitadas através de imagens CBERS 4 sensor MUX em três épocas diferentes: cheia, vazante e seca. Foram utilizadas três imagens da época da chuva devido a incidência de nuvens, uma para a vazante e duas para seca. Através da classificação orientada a objetos, a área de estudo foi separada em áreas úmidas, solos secos, paleocanais, vegetação, água e outros.

Para a segmentação foi utilizado o algoritmo *multiresolution* onde as bandas NIR, RED e PAN 10 metros tiveram maior relevância para o processo, o parâmetro escala foi de 30, o de *shape* 0.4 e o de *compactness* de 0.6. O *Nearest Neighbor Classification* (NN) ou vizinho mais próximo foi o classificador empregado. Ele é recomendado quando existe a necessidade do uso de uma combinação complexa de recursos de

objeto ou quando a sua abordagem de análise de imagem deve seguir um conjunto de objetos de imagem de amostra definidos. O princípio é simples - primeiro, o software precisa de amostras que sejam representantes típicos para cada classe. Com base nessas amostras o algoritmo busca o objeto de imagem de amostra mais próximo nos parâmetros das características de cada objeto de imagem. Se o objeto de amostra mais próximo de um objeto de imagem pertence a uma determinada classe, o objeto de imagem será atribuído a ele.

Os critérios utilizados para a coleta de amostras o foi o a presença de água e os parâmetros de classificação definido pela função *Feature Space Optimization* que é uma ferramenta capaz de encontrar a combinação de recursos mais adequados para a separação das classes.

A classificação final das unidades funcionais foi realizada via ferramentas de geoprocessamento disponibilizadas pelo ArcMap 10.4 e foram definidas quando as áreas classificadas via OBIA seguissem as seguintes condições:

**Fortemente alagáveis** (alagam até 6 meses): áreas que se apresentam como “úmidas” nos três períodos.

**Medianamente alagáveis** (até 3 meses): áreas que se apresentam como “úmidas” somente no período de vazante e cheia e classificadas como secas na fase da seca.

**Permanente terrestre**: são as áreas classificadas como “secas” nos três períodos e os paleo-sedimentos.

**Permanente aquática**”: são as áreas classificadas como água nos três períodos. As áreas periodicamente aquáticas foram classificadas junto com as periodicamente terrestres. Como ressaltam Nunes da Cunha e Junk (2014) áreas de Zona de Transição Aquática/Terrestre que passam tanto por fases terrestres como aquáticas apresentam dificuldades na delimitação por não se enquadram claramente em qualquer tipo de classificação, e que dependendo do observador pode ser classificado como qualquer uma das duas unidades funcionais.

A frequência de inundação elaborada por Padovani (2011) foi usada tanto como verificação da classificação das unidades funcionais,

como para áreas que não foi possível de se classificar devido à presença de vegetação densa.

#### 3.2.2.2. Classificação das Subclasses

A classificação orientada a objeto também foi utilizada para a definição das subclasses. Utilizando Imagens do satélite CBERS 4, sensor PAN de 10 e 5 metros. Para a segmentação utilizada foi o algoritmo *multiresolution* os parâmetros utilizados foram: Fator escala 50 e 0.6 para *shape* e 0.4 para *compactness*. As bandas RED, NIR e PAN 5 metros tiveram os maiores pesos para as camadas.

A primeira etapa dessa classificação consistiu em separar a vegetação de água e áreas não vegetadas, o NDVI o comportamento espectral na banda NIR foram os parâmetros usados através do *Membership Function*, que são funções com limites fuzzy que permitem que um grau de incerteza seja incluído, descrevendo transições suaves entre classes.

Depois da criação dessas três grandes classes o processo foi organizado em uma estrutura hierárquica que permite agrupar processos em módulos funcionais. As classes são organizadas de forma a determinar que as classes filhas herdem os descritores da classe pai. Além disso, esta funcionalidade habilita a geração de rotinas complexas por restringir o processo filho a certos domínios ou condições (DEFINIENS, 2011).

Todas as próximas gerações ou classes filhas foram geradas através da seleção de amostras e do classificador *Nearest Neighbor Classification* (NN) ou vizinho mais próximo.

Da classe vegetação as primeiras classes filhas a serem criadas foram Campo e Floresta. Da classe Campo foram gerados: Campo Limpo, Campo Sujo, Campo Artificial. Da Floresta: Formações Florestais, Mata Ciliar e Florestas. A classe Floresta ainda passou por uma nova segmentação para a geração de novos objetos (subobjetos) a fim de se conseguir maior detalhamento para as pequenas formações florestais. Nessa nova segmentação 10 foi o valor do parâmetro escala e 0.6 e 0.4 para os parâmetros *shape* e *compactness*, respectivamente.



Para as definições das classes pertencentes à Floresta, foram usadas outras condições além das geradas pelo *Feature Space Optimization*, como a relação de borda para objetos próximos de curso d'água. Devido a ausência de dados que permitissem a distinção de espécies, as classes florestais não seguiram as mesmas definições propostas por Junk et al., (2014). As descrições e etapas usadas para a definição das subclasses presentes na área de estudo são demonstradas abaixo na figura 05:

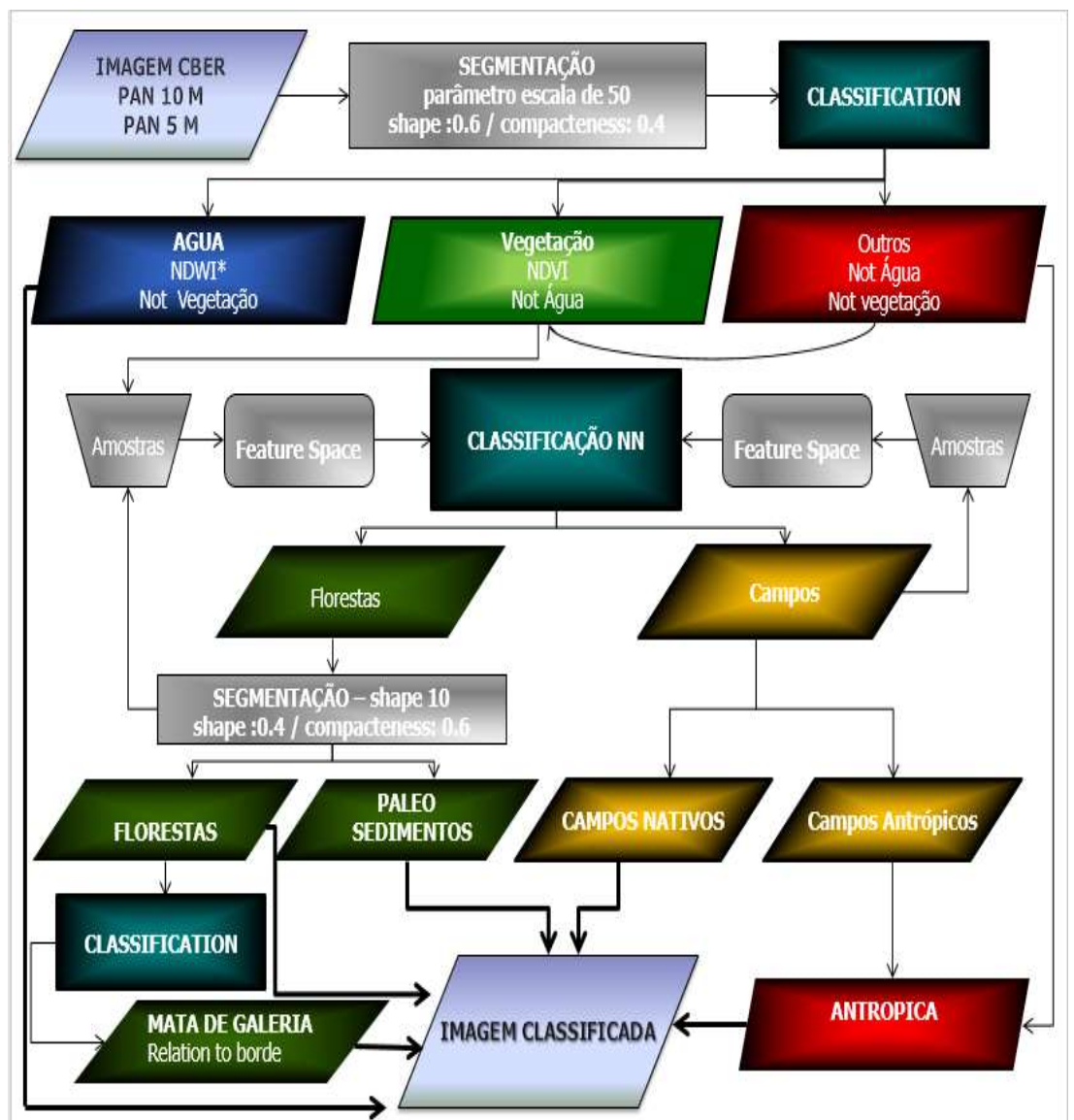


Figura 05. Fluxograma e características usadas para as definições das amostras para a classificação das subclasses.

Para as amostras de treinamento buscou-se encontrar nas imagens do CBERS 4 e nas imagens da Digital Globe de 1/08/2014, visualizadas pela plataforma ArcMap, características que permitissem a diferenciar classes que quando associadas as unidades funcionais, resultassem nas subclasses e posteriormente em Macrohabitats descritos na classificação de Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense.

**Água:** é a classe permanentemente aquática representada pelos canais dos rios e lagoas, lagoas e baías permanentes.

**Campo Limpo Natural:** São áreas periodicamente terrestres, cobertas com gramíneas e outras plantas herbáceas, figura 06.

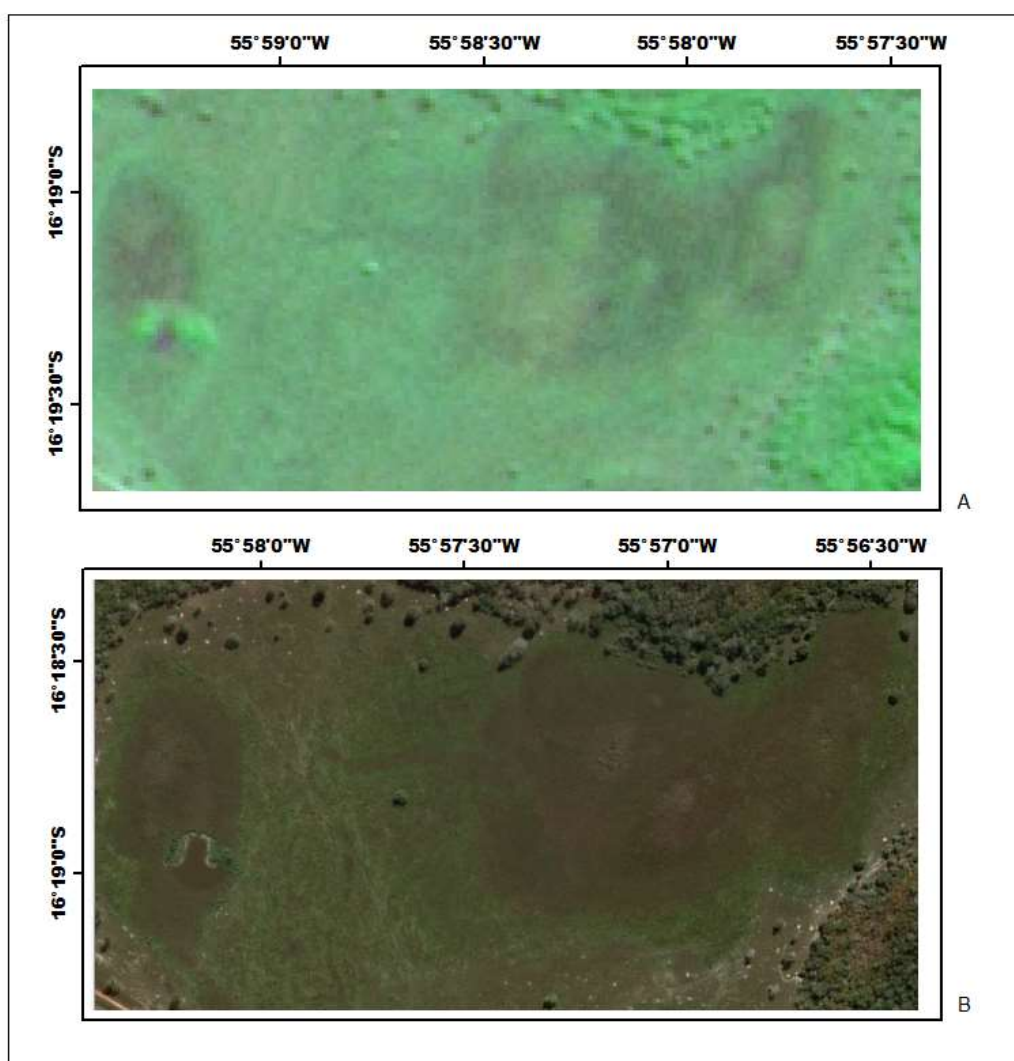


Figura 06. Área denominada de “campo limpo” presentes nas imagens CBERS 4 sensor PAN (A) e nas imagens da Digital Globe (B)

**Campo Sujo:** São áreas periodicamente terrestres, com predominância de plantas herbáceas, arbusto e árvores agrupadas, figura 07

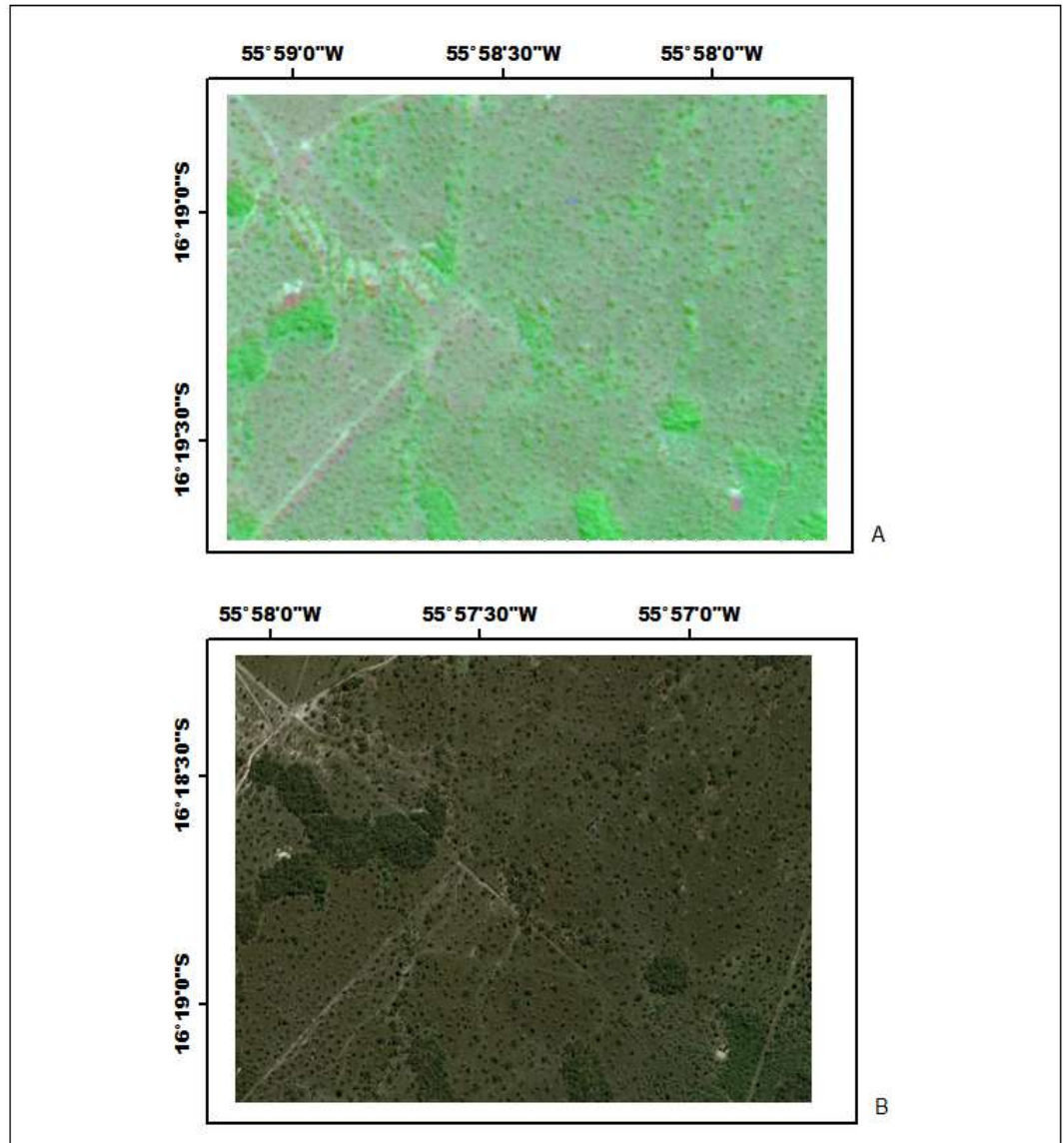


Figura 07. Área denominada de “campo sujo” e formações florestais (setas) presentes nas imagens CBERS 4 sensor PAN (A) e nas imagens da Digital Globe (B).

**Mata de Ciliar:** São as formações florestais das margens dos grandes rios, figura 08.

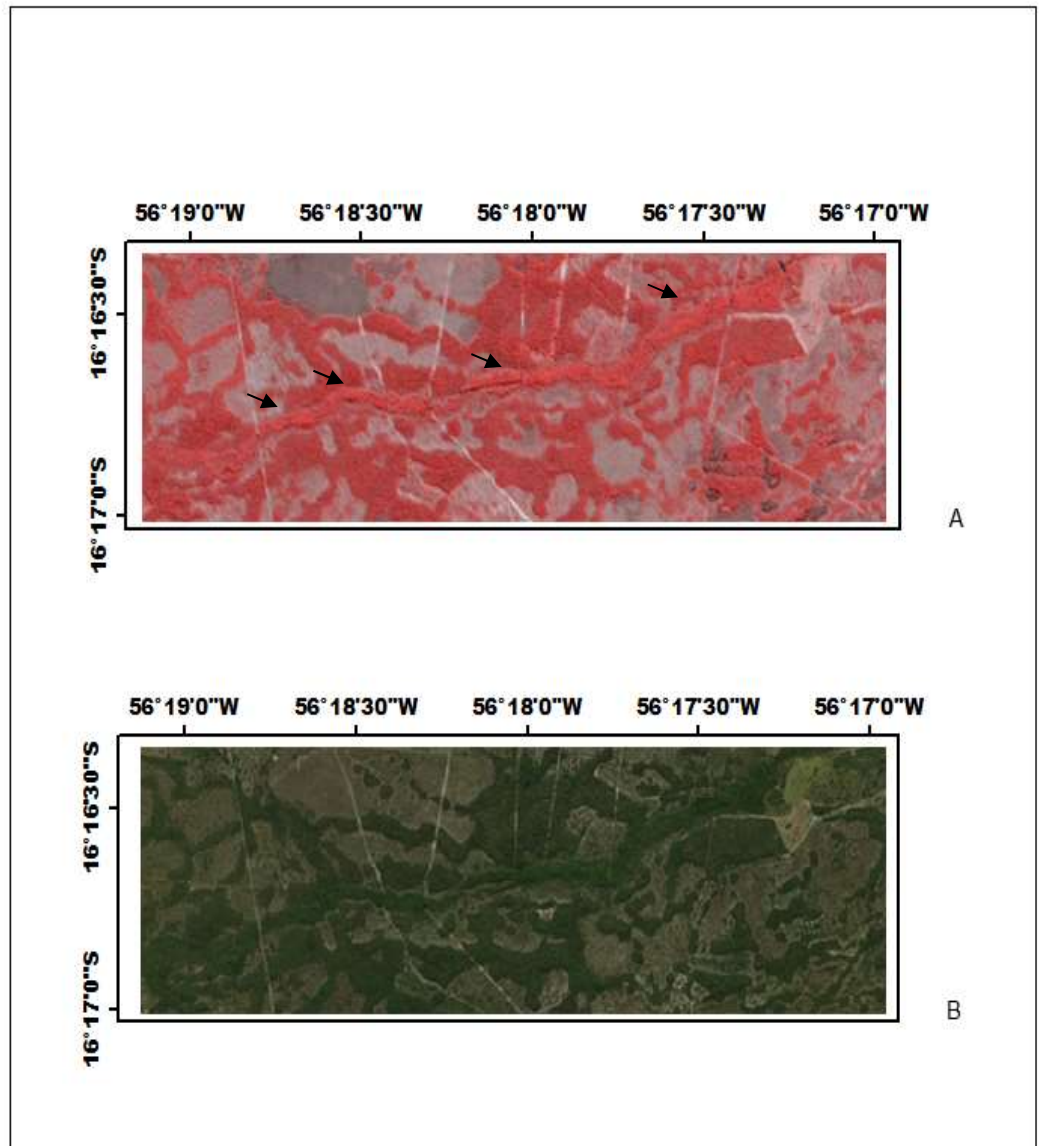


Figura 08. Mata ciliar indicadas por setas presente nas imagens CBERS 4 sensor PAN (A) e nas imagens da Digital Globe (B).

**Formações Florestais:** São as áreas permanentemente terrestres e correspondem aos paleo-leques, terraços aluviais, capões e cordilheiras, figura 09.

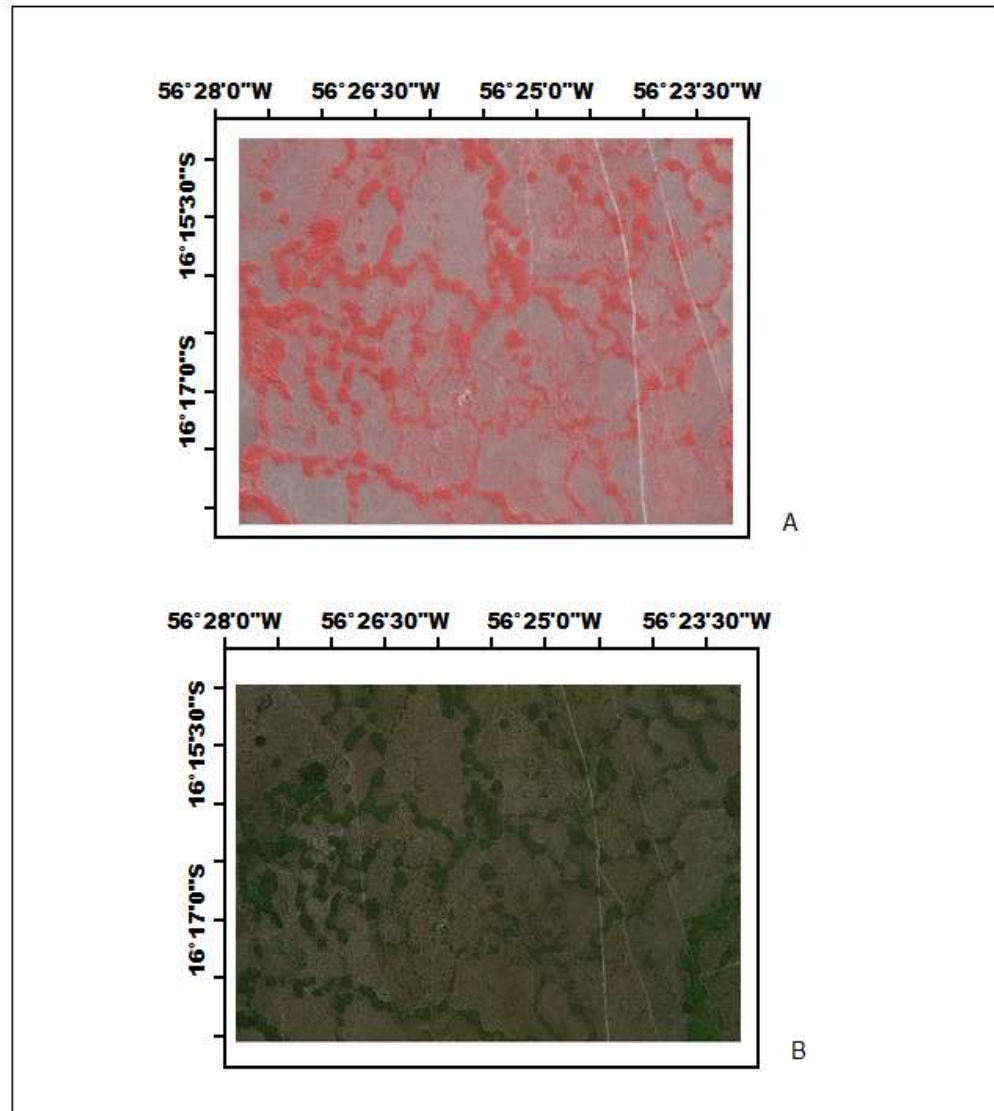


Figura 09. Formações Florestais presentes nas imagens CBERS 4 sensor PAN (A) e nas imagens da Digital Globe (B).



**Florestas:** São as florestas que não estão presentes nas margens dos rios nem nos paleo-dedimentos e paleo-terraços, figura 10.

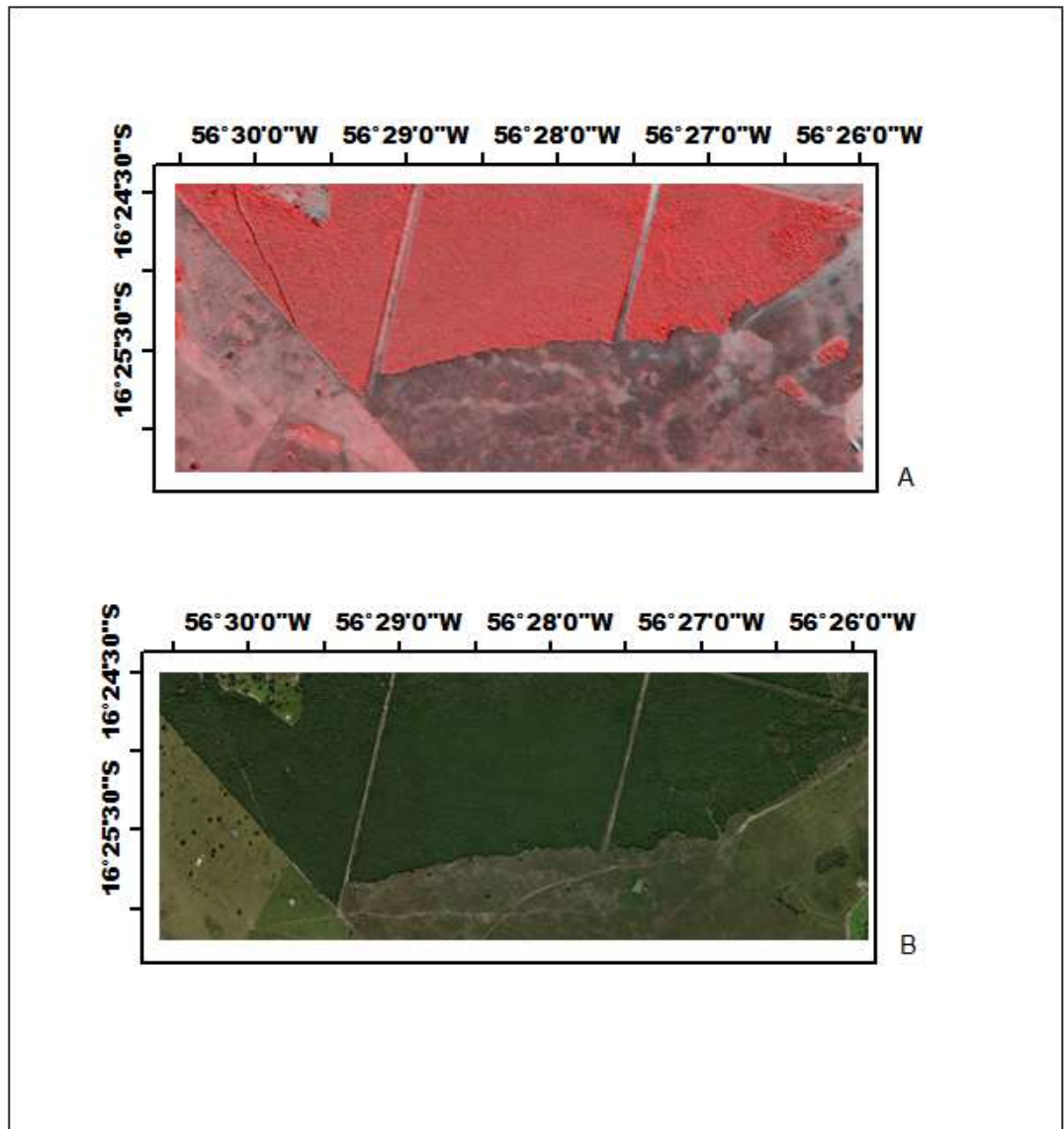


Figura 10. Florestas presentes nas imagens CBERS 4 sensor PAN (A) e nas imagens da Digital Globe (B).

**Áreas Antropogênicas:** São as áreas modificadas pelo homem, figura 11.

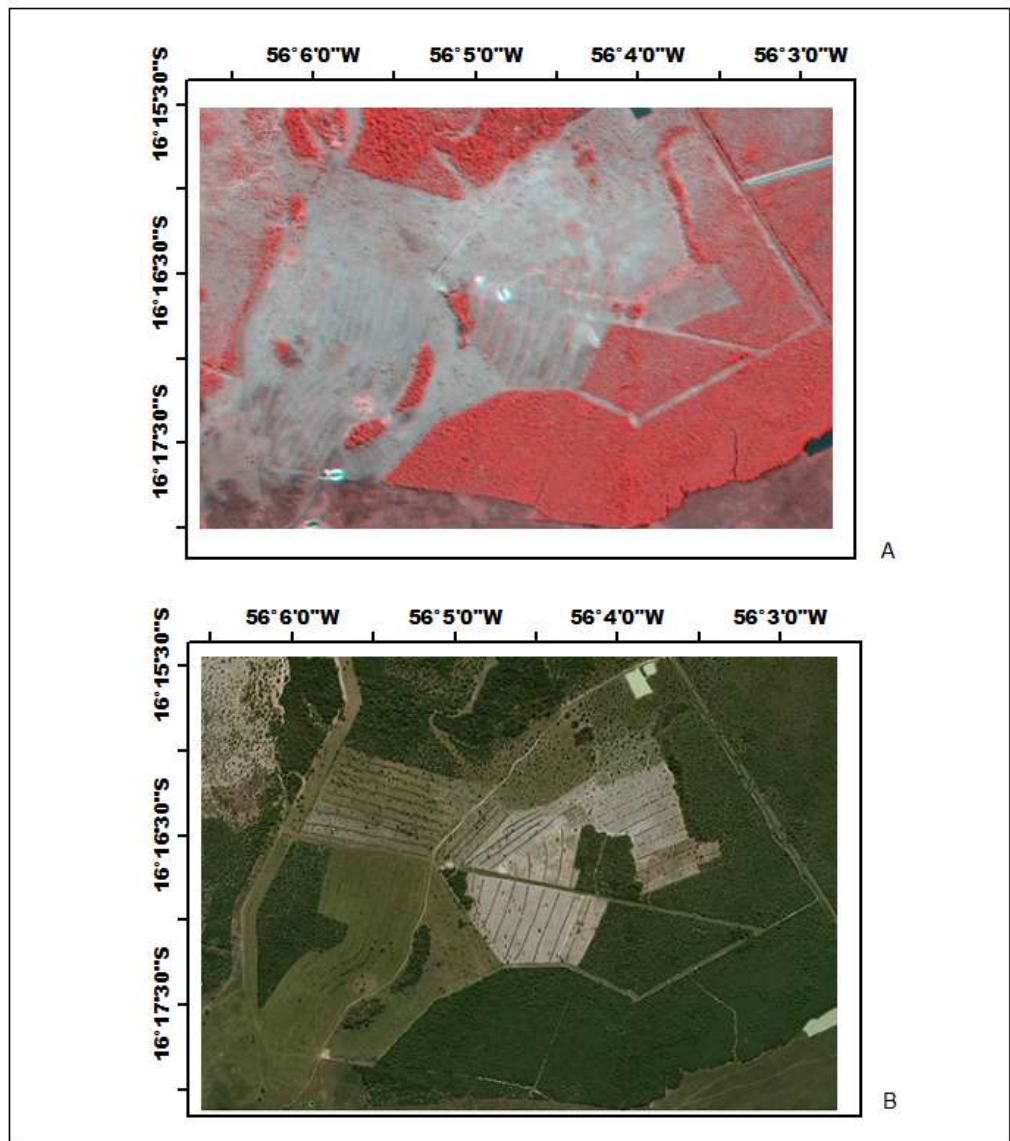


Figura 11. Áreas antropogênicas nas imagens CBERS 4 sensor PAN (A) e nas imagens da Digital Globe (B).

### 3.2.2.3. Classificação de Macrohabitats e Cálculo de Métricas de Paisagem

O resultado da classificação das subclasses foi verificado e refinado no através de imagens de alta resolução disponibilizada tanto pelo Google Earth quanto pelo software ArcGis. Com ferramentas de Geoprocessamento as unidades funcionais foram associadas com as subclasses e depois unificadas, gerando informações sobre os Macrohabitats.

A classificação final passou por correções topológicas e depois avaliadas através de métricas da paisagem via extensão *Patch Analysts* 5.2. Essa extensão calcula estatísticas espaciais que provêm de arquivos vetoriais sem precisar convertê-los para o formato matricial.

O mapa com os vetores da classificação final foi analisado no nível de Paisagem e Classe. Nas análises no nível de classe, os índices individuais foram agregados para identificar diferenças e semelhanças entre os vários tipos de mancha da vegetação. Os índices de paisagem resumem ainda mais as características estruturais de toda a área de estudo.

A seguir são apresentadas a forma que os índices empregados são calculados pela extensão utilizada:

#### **Nível de Paisagem:**

Landscape Area (TLA): Área total da paisagem em hectares.

Number of Patches (NumP): Número de manchas na paisagem.

#### **Nível de Classe:**

Class Area (CA): Área da classe - Somatório de áreas de todas as manchas pertencentes a uma determinada classe (hectares)

Percentage of Landscape (ZLAND): Porcentagem da paisagem total composta pela classe correspondente.

Number of Patches (NumP): Número de manchas para cada classe individual.



Mean Patch Size (MPS): Tamanho médio das manchas pertencentes a uma classe (hectares).

Patch Size Standard Deviation (PSSD): Desvio padrão das áreas de manchas (hectares).

Total Edge (TE): Total de bordas – Somatório dos perímetros de todas as manchas da classe (metros).

Edge Density (ED): Densidade de borda - Representa a quantidade de bordas de uma classe em relação à área da paisagem (m/ha).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e análises da avaliação temporal e da caracterização atual, serão apresentados em forma de mapas temáticos e tabelas.

### 4.1. Avaliação temporal

A distribuição espacial das classes, resultada da classificação supervisionada para os dois anos, encontra-se na figura 12 e 13.

A área total da paisagem encontrada foi de aproximadamente 350.855 hectares. A quantificação e a sua correspondência em porcentagem das classes podem ser analisadas na tabela 1.

Tabela 1. Resultado da quantificação das classes.

CLASSES	1986		2016	
	Hectares	%	Hectares	%
<b>Classes Naturais</b>				
Campos Nativos	148.027,86	42%	124.130,50	35%
Formações Florestais	135.750,69	39%	82.905,84	24%
<b>Classes Antrópicas</b>				
Campos Antropizados	48.418,47	14%	100.459,4	29%
Áreas Antropizadas	64.27,89	2%	19.414,98	6%
<b>Água</b>	12.230,37	3%	23.918,58	7%
<b>Não Classificado</b>	-	-	25.92	0%

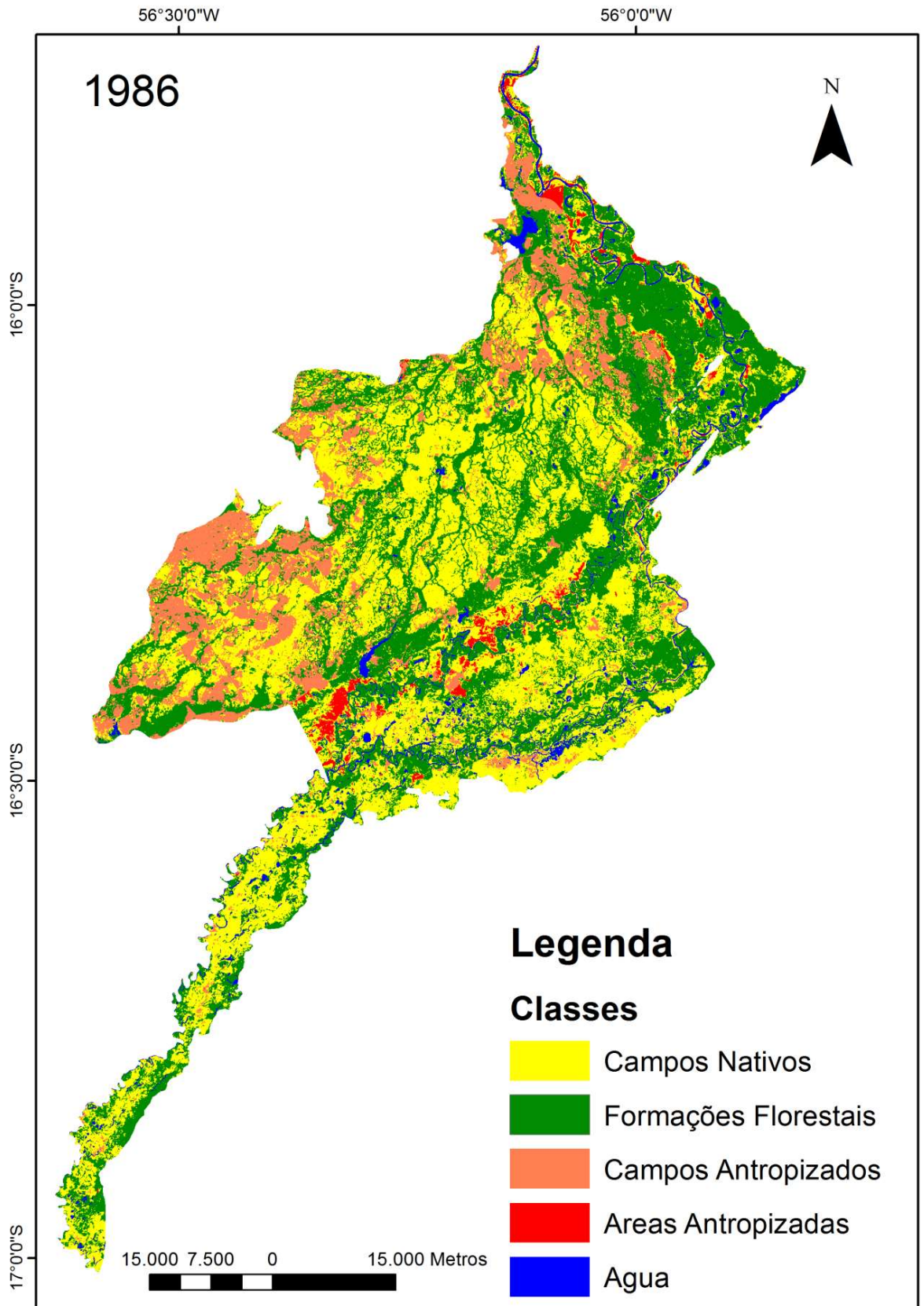


Figura 14. Resultado da Classificação SVM para o ano de 1986.

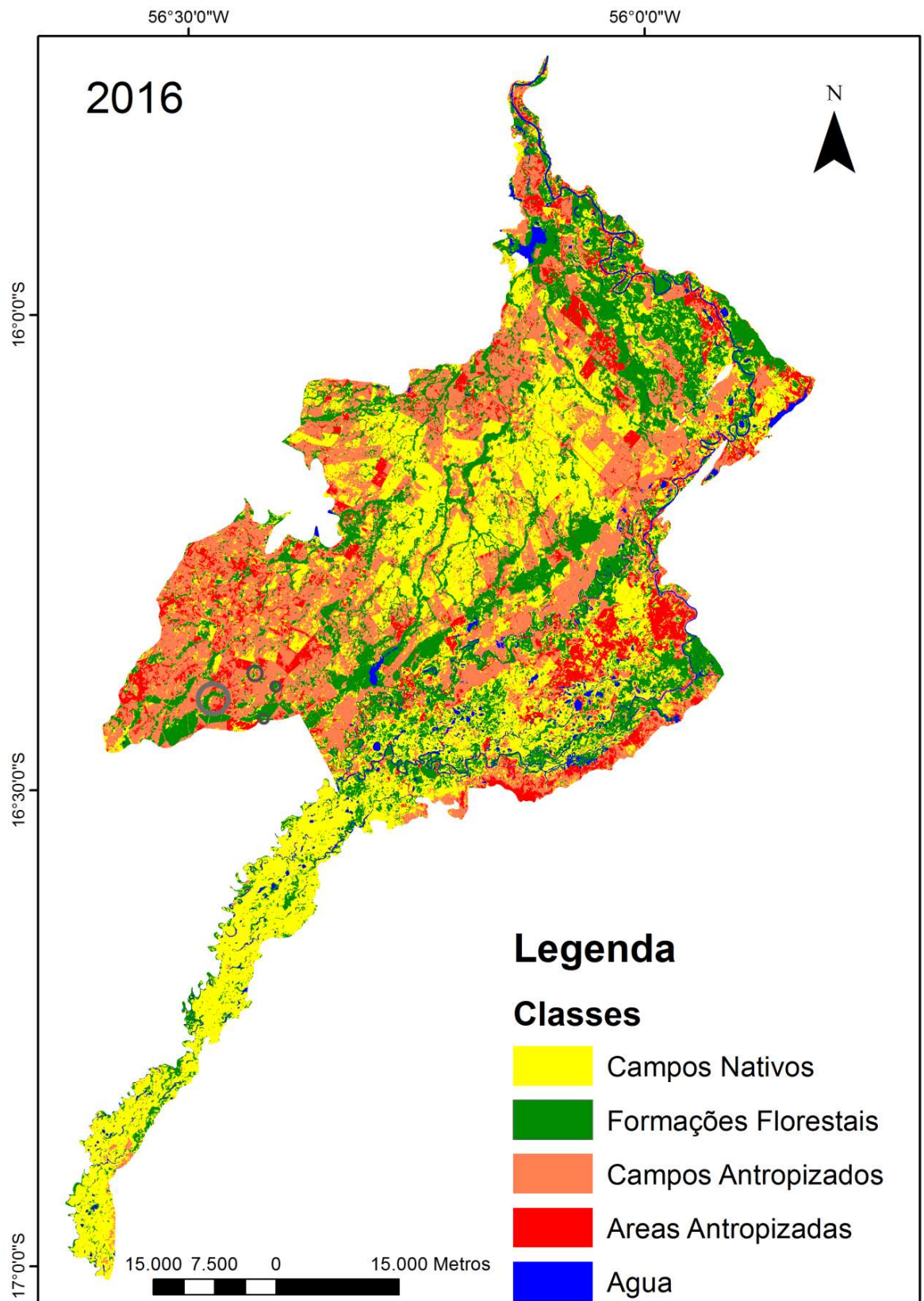


Figura 13. Resultado da Classificação SVM para o ano de 2016.

No ano de 1986 a área total era composta de 80,88% de Classes Naturais, equivalentes a 283.778,55 hectares. Destes, 42,19% pertenciam aos Campos Nativos e 38,69% de Formações Florestais. Já em 2016 as Classes Naturais correspondiam a 59,01% da área total, sendo 35,38% de Campos Nativos e 23,63% de Formações Florestais. A diminuição dessas classes totaliza 76.742,19 hectares.

A maior redução aconteceu com a classe Formações Florestais com diminuição de 39% ou 52.844,85 hectares de perda de área. Os campos nativos reduziram 16% ou 23.897,34 hectares.

De modo consequente as Classes Antrópicas tiveram um aumento, passando de 15,63% em 1986 para 38% da área total em 2016. Para a classe Campos Antropizados esse aumento foi de 52.688,52 hectares enquanto para Áreas Antropizadas foi de 25.791,57 hectares.

As consequências da redução florestal no Pantanal já foram analisadas por Biudes et al., (2012), que verificaram mudança no microclima local observada pela diminuição em 16% da precipitação, 8,5% na radiação solar incidente e 5,7% da umidade relativa do ar, e o aumento de 6,6% na temperatura máxima do ar, ocasionada pela conversão de uma floresta de Cambará (*Vochysia divergens Pohl*), com 29 m de altura do dossel, para pastagem no norte do Pantanal.

Os resultados da espacialização das mudanças através da ferramenta *Change Detection* (figura 16) confirmam antropização da área de estudo, onde classes naturais foram convertidas em áreas de classe antrópicas, principalmente de Campos Nativos para Campos Antropizados. Resultado este que coincide com os encontrados pelo estudo: "O monitoramento da cobertura vegetal e uso do solo na BAP de 2012 a 2014", que identificou a conversão de 42% de áreas naturais do Pantanal, no quais 99% foram convertidas para pastagem.

Esse fenômeno pode ser explicado por diversos motivos entre os quais, a divisão constante das terras por venda ou herança (RODELA et. al., 2007), constante pressão pelo aumento da produtividade e pela expansão da produção de gado em alta densidade e em pastagens artificiais nas terras em torno do Pantanal, resultando em uma intensa

competição com a pecuária tradicional dentro do Pantanal (JUNK & NUNES DA CUNHA, 2012).

A supressão e/ou substituição da vegetação nativa na maioria de suas fisionomias arbóreas não inundáveis ou parcialmente inundáveis, por pastagens exóticas, também tem promovido graves intervenções nas paisagens naturais do Pantanal, ameaçando seriamente a sustentabilidade dos habitats do pantaneiro, pois essas ações, de maneira geral, são conduzidas sem se considerarem as características peculiares dos distintos ambientes que compõem a paisagem e, invariavelmente, tendem a contribuir para o desequilíbrio ambiental, e nem sempre resultam em aumentos de produtividade (SILVA et al., 1998; CARDOSO et al., 2009).

Os resultados do *Change Detection*, figura 14, também demonstram classes transformadas em formações florestais, principalmente em áreas de Campo Nativo, ocasionando a diminuição de áreas de campo tanto para animais silvestres que utilizam os habitats campestres naturais quanto para a pecuária.

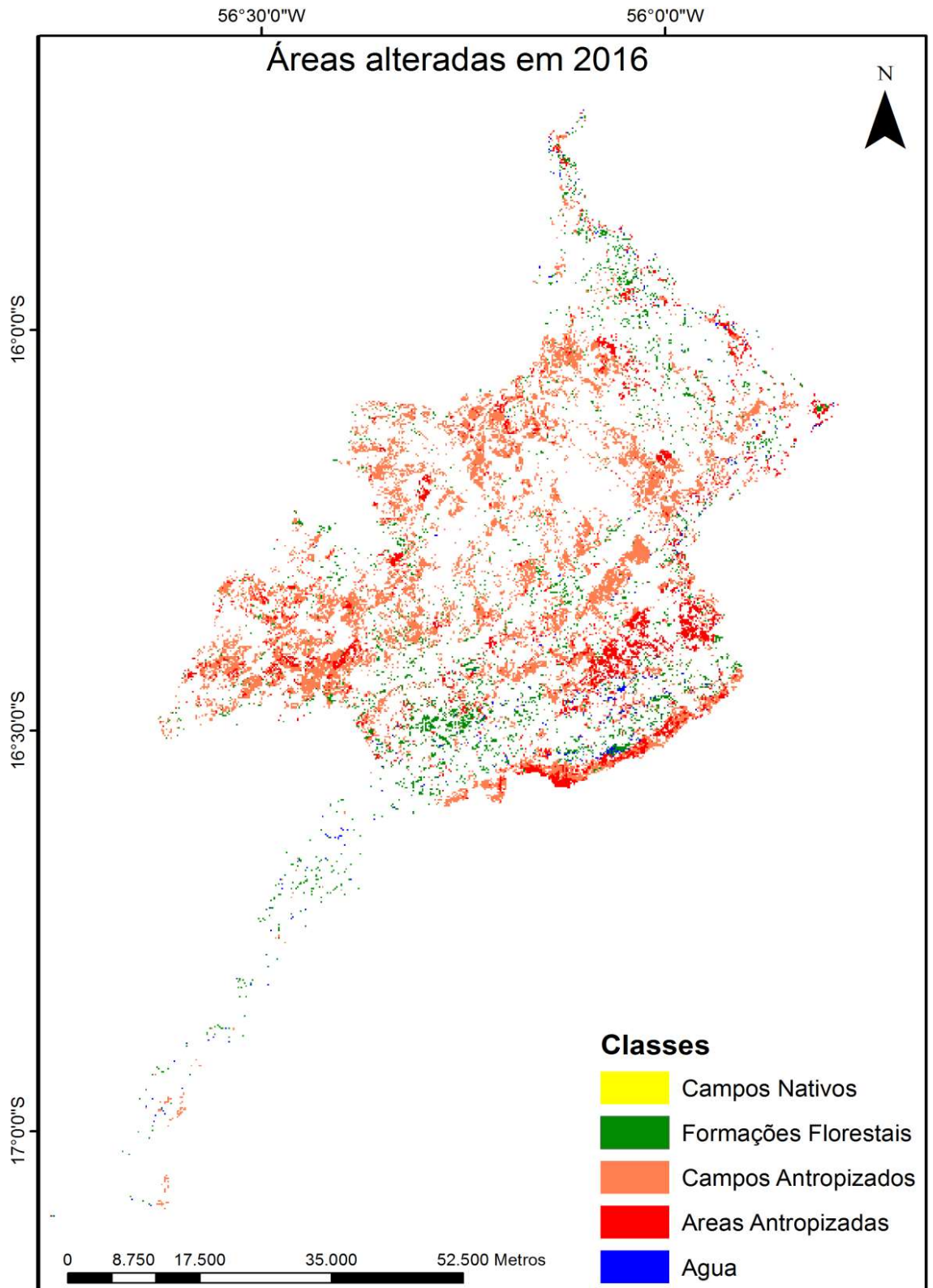


Figura 14. Resultado da mudança de classes ocorrida entre os anos 1986 e 2016, avaliadas pelo Change Detection.



Diversos estudos e relatos de fazendeiros dessa região apontam a invasão de espécies lenhosas em áreas campestres nas últimas décadas, formando grandes comunidades monoespecíficas que eliminam comunidades herbáceas, diminuem a diversidade de habitat para animais e afetam negativamente a beleza da paisagem. Essa invasibilidade vem sendo associada eventos climáticos plurianuais de seca e umidade (NUNES DA CUNHA e JUNK, 2004) e de fatores de manejo tais como pastejo e fogo (ARIEIRA & NUNES DA CUNHA).

Entre os efeitos da invasão de *Combretum laxum* Jacq. sobre a comunidade campestre estão a perda de riqueza, cobertura e diversidade campestre, mudando a composição de espécies características dos habitats campestres, por espécies com hábitos e características de ambientes arbustivos. Dificultando inclusive o acesso para alguns animais provocado pela formação de estande monodominante (SILVA, 2011).

Existem também as áreas que foram transformadas na Classe Formação Florestal em razão da regeneração de áreas degradadas, como demonstrado na figura 15.



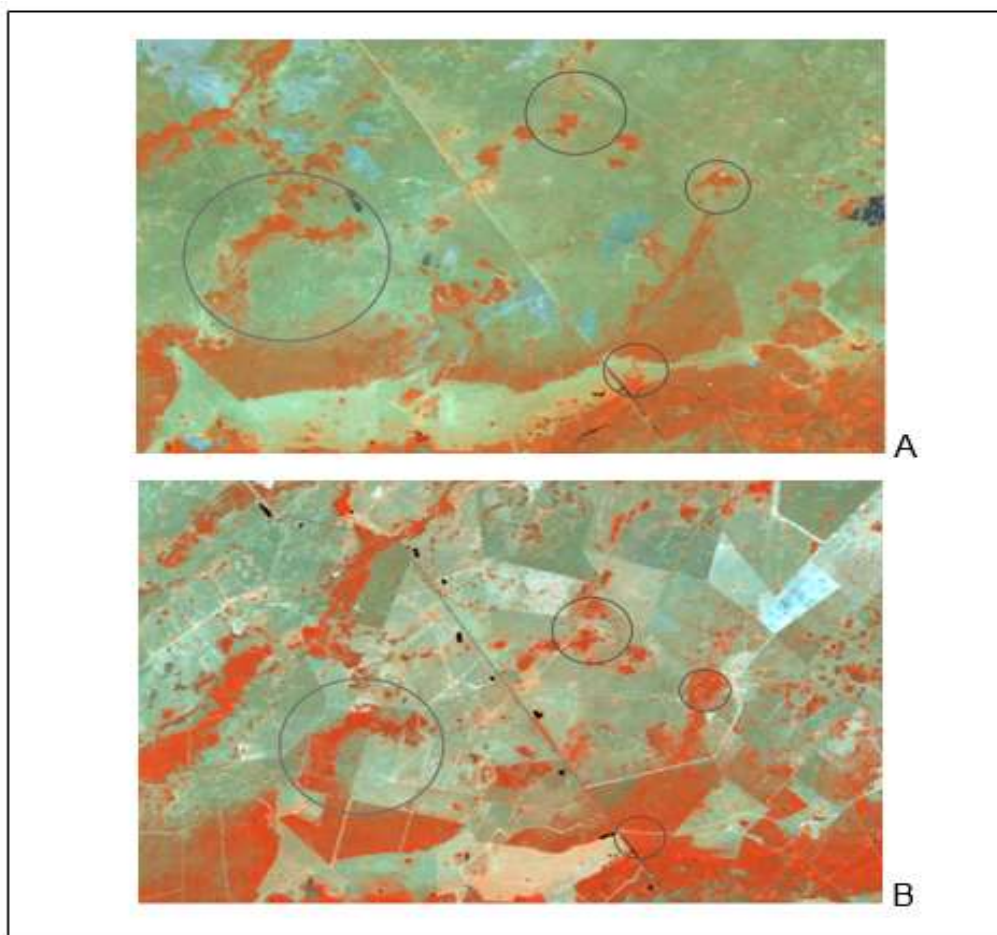


Figura 15. Aumento florestal ocorrido de 1986, demonstrado pela imagem do Landsat 5 (figura A), para 2016, imagem Landsat 8 (Figura B).

Considerando que a classificação foi feita individualmente por compartimento, fez-se necessário a validação para cada uma delas, coletando 25 amostras por classe para cada compartimento e verificadas conforme matriz de confusão exposta nas tabelas 03, 04 e 05, onde os valores na diagonal (em negrito) representam elementos classificados corretamente. Os índices de exatidão global obtidos foram de 71% para as classificações do Paleoleque do Cuiabá e da Planície Meandrante e de 70% para a das Planícies Meandrante e Anabanching. A qualidade das classificações avaliadas pelo índice Kappa foi considerada muito boa (LANDIS & KOCH, 1977) para os três compartimentos, sendo eles 0,67 para o Paleoleque do Cuiabá e 0,66 e 0,65 para as planícies Meandrante e Anabanching respectivamente.

Tabela 03. Matriz de confusão para o mapeamento do Paleoleque do Cuiabá.

<b>PALEOLEQUE DO CUIABÁ</b>					
<b>Classes</b>	Campos Nativos	Formações Florestais	Campos Antropizados	Áreas Antropizadas	Água
Campos Nativos	<b>19</b>	1	1	0	0
Formações Florestais	0	<b>23</b>	0	0	0
Campos Antropizados	0	0	<b>17</b>	0	0
Áreas Antropizadas	2	1	7	<b>25</b>	0
Água	0	0	0	0	<b>25</b>
Não Classificado	0	0	0	0	0

Tabela 04. Matriz de confusão para o mapeamento da Planície Meadrante

<b>PLANÍCIE MEADRANTE</b>					
<b>Classes</b>	Campos Nativos	Formações Florestais	Campos Antropizados	Áreas Antropizadas	Água
Campos Nativos	<b>18</b>	2	2	1	0
Formações Florestais	1	<b>23</b>	0	0	0
Campos Antropizados	2	0	<b>23</b>	11	0
Áreas Antropizadas	4	0	0	<b>13</b>	0
Água	0	0	0	0	<b>25</b>
Não Classificado	0	0	0	0	0

Tabela 05. Resultado da matriz de confusão para o mapeamento da Planície Anabranching.

<b>Classes</b>	<b>PLANICIE ANABRANCHIG</b>				
	Campos Nativos	Formações Florestais	Campos Antropizados	Áreas Antropizadas	Água
Campos Nativos	<b>21</b>	1	2	0	0
Formações Florestais	0	<b>24</b>	0	0	0
Campos Antropizados	4	0	<b>19</b>	0	0
Áreas Antropizadas	0	0	4	<b>25</b>	0
Água	0	0	0	0	<b>23</b>
Não Classificado	0	0	0	0	1

A classificação só pode atingir o nível de “muito boa” após diversos mapeamentos que visavam encontrar um nível maior de detalhamento entre as classes. Devido às heterogeneidades naturais das áreas do Pantanal, às limitações dos sensores utilizados e para evitar confusão entre as diversas unidades de paisagem (classes) presentes, precisou ser criada grandes classes que relacionasse as unidades evitando a confusão espectral entre elas. O detalhamento maior é alcançado trocando o sensor utilizado nas classificações, como o decorrido neste trabalho.

#### **4.2. Caracterização atual**

O resultado da primeira etapa para a caracterização do Megaleque do Cuiabá distinguiu três unidades funcionais: Permanentemente Aquática (áreas que não secaram no ano de análise), Periodicamente Terrestre/Aquática (áreas que podem ser sido alagadas por até 3 ou 6 meses) e Permanentemente Seca (áreas que não encheram no ano analisado) e pode ser observada na figura 18. A unidade Periodicamente Terrestre/Aquática predomina na região.

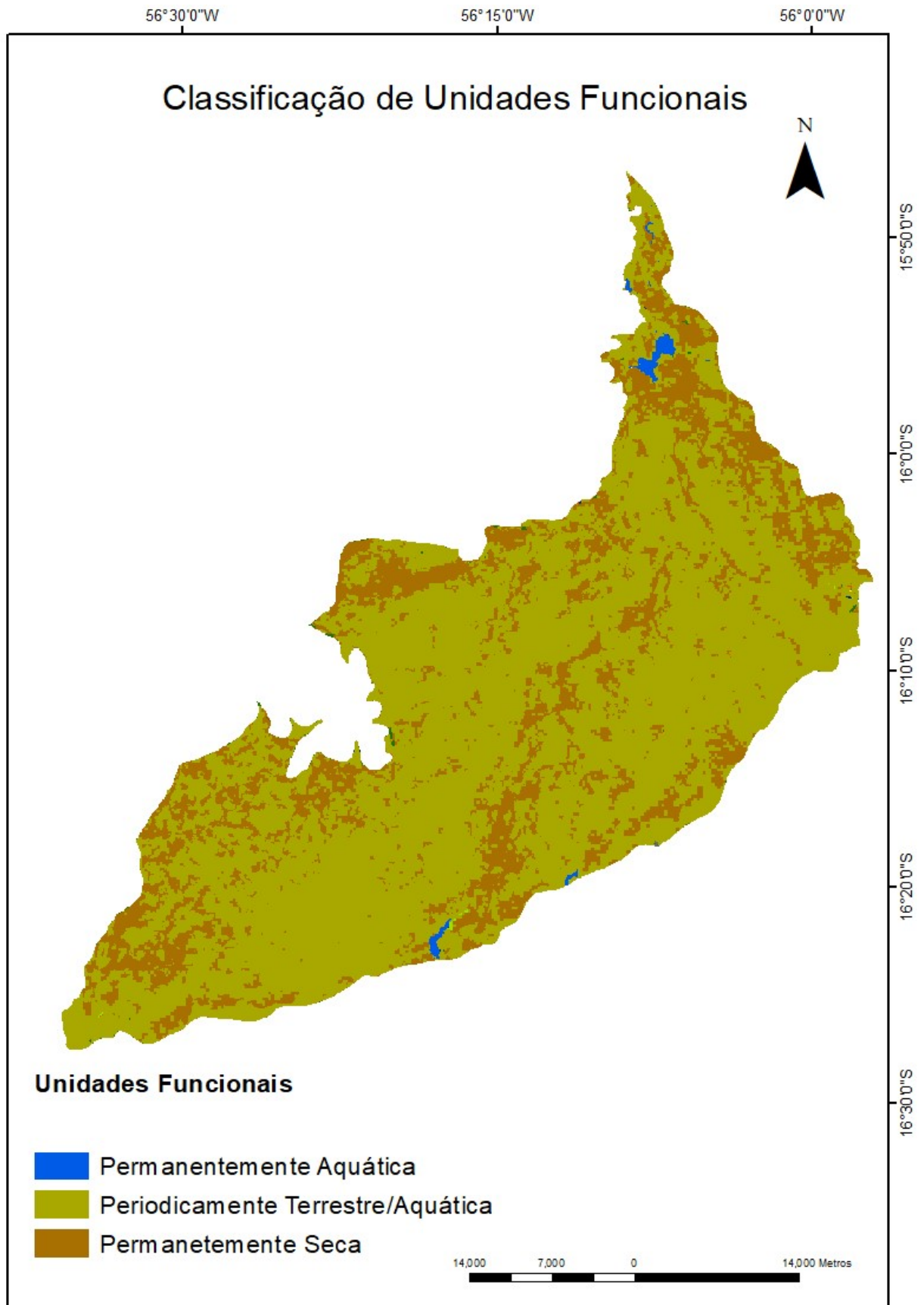


Figura 16. Classificação de unidades funcionais de acordo com a duração de inundação do ano de 2017 e dados de Padovani (2011).

Com a classificação orientada a objeto foi possível separar as subclasses Água, Campo Limpo Natural, Campo Sujo, Mata de Ciliar, Formações Florestais, Florestas e Áreas Antropogênicas. Os resultados da classificação das unidades funcionais e das subclasses permitiram delimitar seis Macrohabitats e outras cinco classes, conforme figura 19.

Em áreas cobertas com plantas herbáceas (campo limpo natural) são encontrados os campos que pouco ou não alagam e são representados, de acordo Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense (NUNES DA CUNHA & JUNK 2015), pelo campo de coronal dominado por *Elyonurus muticus*. Nas áreas que alagam por cerca de três meses ocorrem os campos de rabo de burro (*Axonopus leptostachyus*) e os campos de capim vermelho (*Andropogon hypogyus*). Já os campos inundados por cerca de 6 meses apresentam os campos cobertos por *Axonopus purpusii* (Mez) Chase e *Reimarochloa brasiliensis* (Spreng.) Hitchc. (campos de mimoso).

Nas áreas com predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas e que são inundadas por algumas semanas, encontram-se os campos de murundus. As inundadas até três meses são representadas pelos Campos sujo de *canjiqueira* *Byrsonima orbygniana* e de *lixeira* *Curatella americana*. E as inundadas até seis meses são os Campo sujo de pombeiro (*Combretum laxum*, *C. lanceolatum*) (NUNES DA CUNHA & JUNK 2015).

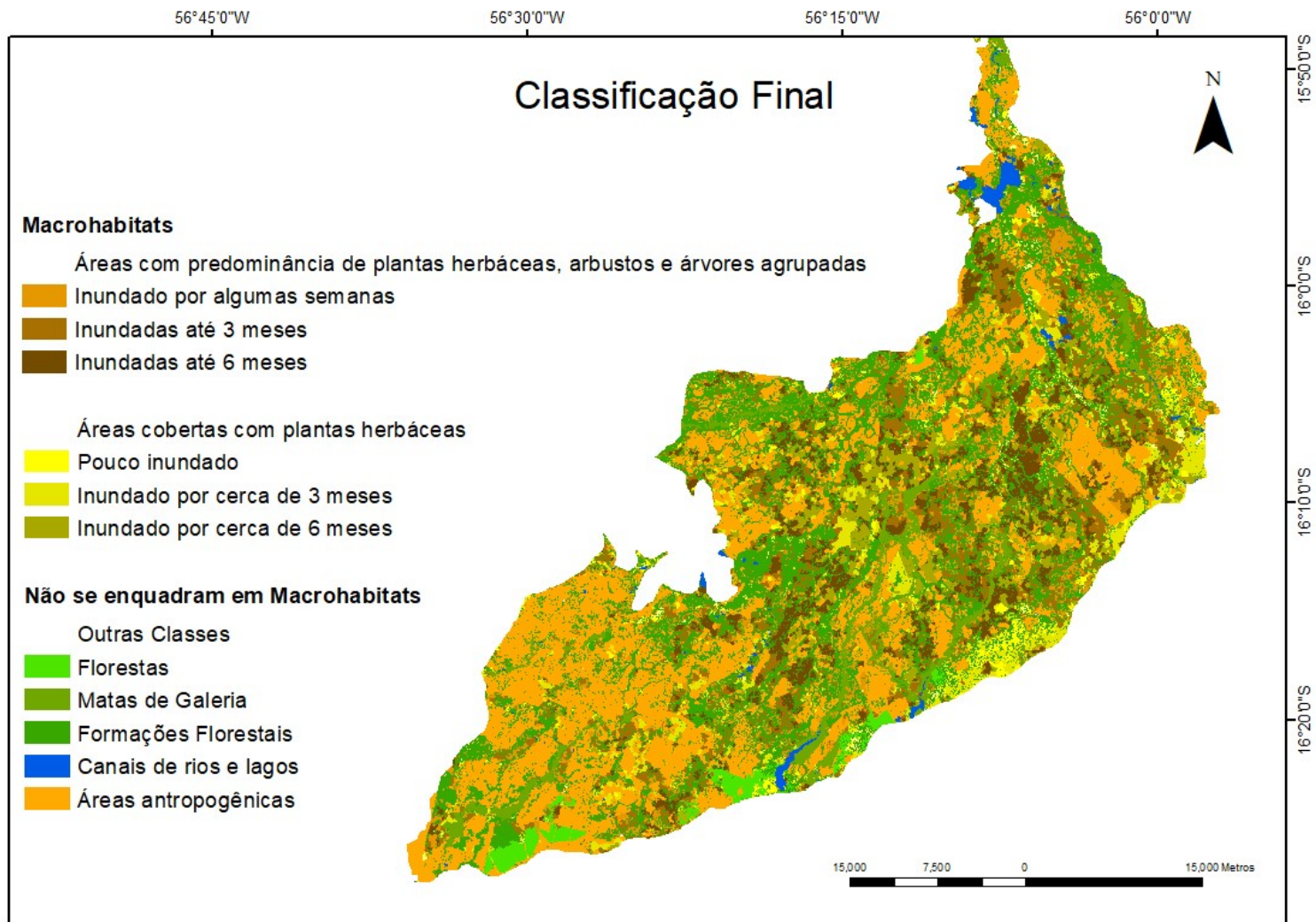


Figura 17. Classificação final dos Macrohabitats e demais classes.

Os resultados das métricas de paisagem utilizados neste estudo podem ser analisados na tabela 06. Para o compartimento do Paleoleque de Cuiabá (análise no nível de paisagem) foi identificada uma área total de 187.810 hectares, nela estão inseridas 17.950 unidades (Números de fragmentos - NumP), distribuídas em 11 classes, com tamanho médio de 10,4 hectares. Predominando principalmente as classes Formações florestais, totalizando 55.161 hectares ou 29,37% da área total e Áreas antropogênicas com 29,14% o que correspondente a 54.720 hectares. As outras formações arbóreas florestais equivalem 4,08% de Matas de Galerias e 2,10% para as classes Florestas.

Dentre os Macrohabitats, os que possuem predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas correspondem a 22,60% da área analisada e os com predominância de herbáceas 11,65%. Os que não inundam ou inundam por poucas semanas são os de menor ocupação no Paleoleque, 1,64% para os campos limpos e 5,20% para os campos de murundus, respectivamente 3,08 e 9,75 hectares. Em seguida vêm as áreas que inundam até seis meses, 4,93% para as com predominância de herbáceas e 8,09% para os campos sujos de pombeiro. Logo os que inundam até três meses são os que ocupam a maior porcentagem da área total, 9,31% (17.490 hectares) para os campos sujos e 5,08% (9.534 hectares) para campos com os de rabo de burro e os campos de capim vermelho.

Quando passamos a observar no nível de classes (tabela 06) as Formações florestais são as unidades que contém o menor tamanho médio de fragmentos, 4,53 hectares e em contrapartida 12.187 de fragmentos, o maior número dentre as classes. A relação de elevado número de fragmentos e sua pequena área indicam a ruptura da unidade, e podem ser reflexo do manejo da paisagem, como a formações dos capões de aterros feitas por indígenas e o desmatamento para a implantação de pastagens em lugares que não alagam. Podendo ainda ser fragmentos remanescentes de antigas cordilheiras, resultados da progressiva erosão fluvial.

As classes Florestas e Mata de galeria são os que possuem maior tamanho médio de fragmentos, 142,22 hectares em 27 fragmentos

para as Florestas são 60 fragmentos com tamanho médio de 127,66 hectares.

Os campos poucos inundáveis são classes que também apresentam tamanho médio de fragmento reduzido, os Campo sujo com 7,55 e os limpos com 7,65 hectares. É importante constatar que os Campo sujo pouco inundável também está entre os macrohabitats com maior número de fragmentos com 1.292 manchas, 1.534 é o maior número de manchas por classes e pertencem aos campos sujo que inundam até três.

O número excessivo de pequenos fragmentos dessas classes pode interferir com a diminuição da riqueza, ocorrência e abundância de algumas espécies, além de ser um indicativo de fragmentação e perda de habitat da paisagem, representando uma ameaça para a conservação da biodiversidade na área de estudo.



Tabela 06. Resultados do cálculo das métricas de paisagem via *Patch Analyst*.

	Tamanho e Densidade			Forma	Borda		Área	
	MPS (ha)	NumP	PSSD	MPFD	ED	TE (m)	CA (ha)	ZLAND
<b>Áreas com predominância de plantas herbáceas, arbustos e árvores agrupadas (Campos sujo)</b>								
Inundados por algumas semanas ou pouco inundado	7,55	1.292	14,95	1,38	14,83	2.784.860	9.758	5,20%
Inundados até 3 meses	11,40	1.534	28,96	1,38	21,92	4.116.220	17.490	9,31%
Inundados até 6 meses	20,66	735	50,25	1,36	14,26	2.678.040	15.188	8,09%
<b>Áreas com predominância de plantas herbáceas (Campos limpo)</b>								
Pouco inundado - campo de coronal	7,65	403	15,95	1,37	4,54	851.779	3.084	1,64%
Inundado por cerca de 3 meses	15,18	628	43,38	1,36	8,90	1.671.830	9.534	5,08%
Inundado por cerca de 6	21,95	422	72,33	1,34	6,57	1.232.980	9.262	4,93%
<b>Demais Classes</b>								
Formações florestais	4,53	12.187	83,59	1,40	68,59	12.882.100	55.161	29,37%
Matas de galeria	127,66	60	394,60	1,33	4,41	828.594	7.660	4,08%
Florestas	146,22	27	204,45	1,38	1,86	348.995	3.948	2,10 %
Áreas antropogênicas	96,17	569	793,66	1,36	30,57	5.741.910	54.720	29,14%
Água	21,57	93	83,69	1,35	1,35	253.281	2.006	1,07%

MPS (Tamanho médio da mancha ); NumP (Número de manchas); PSSD (Desvio padrão das áreas) ; MPFD (Dimensão fractal da mancha média); TE ( Total de bordas); CA (Área da classe); ZLAND (% de área).

Os resultados das métricas de borda foram maiores para as classes com os fragmentos com os menores valores de área. As Formações florestais com 68,59 m/ha para a densidade de borda e 12.882.100 metros de total de bordas são as que tiveram os maiores valores, seguidas dos Campos sujos que pouco inundam que inundam cerca de 3 meses, apresentando densidade de borda de 21,92 m/ha e total de bordas de 4.116.220 m, e dos Campos sujo que pouco inunda com os valores de 14,83 m/ha para a densidade de bordas e 2.784.860 m para o total de bordas. Logo depois vêm os campos sujos que inundam até 6 meses com 14,26 m/ha de densidade de borda e 2.678.040 m de total de bordas.

Os maiores valores para as métricas de tamanho de mancha e os menores números delas, fez com que as Florestas e as Mata de Galeria dispusessem dos menores valores para as métricas de borda, indicando que estas unidades estão mais conectadas (unidas) e com seu interior mais protegido devido ao seu tamanho.

A complexidade da forma é ligada ao efeito de borda que a mancha pode sofrer (MCGARIGAL et al., 2002). O efeito de borda associado ao formato irregular dos fragmentos pode ser observado através dos resultados da métrica de forma, que variou de 1,33 para a classe Mata de galeria, e novamente, as Formações florestais é a classe que apresenta os maiores valores entre as classes com MFD igual a 1,40. Valores mais próximos de 1 indicam valores formas simples e mais regulares e os valores mais próximos de dois indicam formas mais complexas. Os campos sujos que pouco inundam e os que inundam cerca de 3 meses, juntamente com as Florestas, tiveram valores de 1,38.

O MFD demonstrou que mesmo os fragmentos grandes que possuem maior área de interior protegidas devido ao seu tamanho, também estão vulneráveis a influência externa devido a sua forma, o que interverem na relação de espécies no interior da mancha (FORMAN & GODRON, 1986; LIMA & ROCHA, 2011). Desta forma fragmentos com áreas maiores e menos recortadas são preferíveis, porque apresentam menor perturbação no seu interior.

Por ser formada por unidades geomorfológicas que naturalmente apresentam formas mais alongadas e estreitas como os paleo-leques, terraços aluviais e as cordilheiras, juntamente com manchas de pequenos tamanhos distribuídas de forma isolada pela paisagem (Capões), a classe Formações florestais é uma unidade da paisagem que naturalmente apresentam complexidade em sua forma e fragmentos de menores tamanhos.

Esses tipos de unidades são importantes por apresentarem diferenciadas comunidades vegetais (REBELLATO, 2010) e por serem áreas permanentemente terrestres, alguns deles acabam servindo como verdadeiras ilhas durante a época das chuvas, protegendo a vegetação e a fauna de cerrado contra alagamentos e a saturação hídrica do solo (OLIVEIRA FILHO, 1992).

Justamente por serem áreas não alagáveis devido à sua altitude superior à dos campos (NUNES DA CUNHA et.al., 2007) elas acabam sendo alvo de desmatamento por fazendeiros para a incorporação de pastagens cultivadas como complemento da pastagem nativa (COMASTRI FILHO & POTT, 1996). Concomitantemente a complexidade de sua forma faz com que essas áreas estejam sujeitas a alterações mais abruptas nos fluxos biológicos devido à mudança abiótica repentina das matrizes para os fragmentos e vice-versa (METZER, 2009).

A proporção que áreas antrópicas ocupam na paisagem, é a segunda maior unidade com 569 fragmentos, faz com que as unidades naturais estejam circundadas com influências que podem interferir no potencial de dispersão e colonização de uma espécie entre as manchas.

A menor ocupação da classe de campo limpo na área da paisagem além de ser motivada pela substituição por áreas antrópicas, também pode estar associada à invasão de espécie arbustiva e arbórea, passando a ser considerado como estágios sucessionais avançados de campos sujos.

Os diversos tipos de campos nativos do Pantanal são sustentáveis quando conseguem manter sua organização (estrutura e diversidade), sua autonomia ao longo do tempo, e sua resiliência diante dos distúrbios naturais e antrópicos. Mudanças na estrutura da vegetação

são indesejáveis por causa dos impactos econômicos e ecológicos aos ecossistemas, tais como a diminuição de campos naturais de pastagens e a homogeneização das comunidades de plantas, (SANTOS et. al. 2006) além de criar barreiras para a acessibilidade de animais e pastejo do gado (POTT & POTT, 1999). Esta pode ser uma consequência grave, porque a habilidade dos animais de mover-se entre fragmentos é considerada um elemento vital da paisagem já que é crítica para a sobrevivência da população e para a dinâmica populacional (FAHRIG & PALOHEIMO, 1988).

## 5. CONCLUSÕES

Mudanças significativas na paisagem ocorreram nos anos 1986 e 2016 relacionadas com a forma de uso e ocupação do solo, com redução de 76.742,19 hectares de áreas naturais. A nova paisagem passa a ser constituída por uma mosaico de fragmentos naturais envoltos por áreas modificadas pela ação humana. As maiores alterações são sentidas nas classes florestais que teve sua área total reduzida em 39%.

Apesar das peculiaridades naturais da área de estudo que dificultam o uso de imagens de média resolução espectral e espacial, o registro dessas mudanças com o uso de imagens dos satélites Landsat 5 e 8 por meio do Método *Support Vector Machine* (SVM) foi considerada satisfatória para grandes unidades da paisagem.

O emprego de imagens dos sensores PAN de 10 e 5 metros provenientes do satélite CBERS 4 no compartimento geomorfológico denominado Paleoleque do Cuiabá, aplicando a Análise Baseada em Objetos, permitiu a discriminação de 11 unidades de paisagens, sendo 6 deles caracterizados como Macrohabitats, sendo necessária a definição do comportamento hidrológico da área, que foi realizada com o sensor MUX desse mesmo satélite e via a Análise Baseada em Objetos.

O número elevado de unidades presentes no compartimento indica a sua heterogeneidade, característica natural do Pantanal e esperada também na área de estudo, assim com a complexidade de sua forma. A classe com maior abrangência na área de estudo é a Formações florestais com 29,37%, entretanto 29,14% da área total do compartimento é ocupada pelas áreas antrópicas, equivalentes a 54.720 hectares, indicando a fragmentação e perda de habitats naturais na paisagem. Esses fenômenos são evidenciados pela fração que ocupa as classes correspondente aos Campos limpo e pelo tamanho reduzido de seus fragmentos, consequência da antropização e do processo de invasão de espécies.

A situação social e econômica mudou ao longo tempo e com ela o comportamento do pantaneiro também mudou, transformando a

paisagem ali existente. A vegetação foi o indicador das transformações e das influências antrópicas recebidas nas unidades naturais presentes na área estudo. A atividade humana pode ser uma ameaça para o Pantanal, não só por sua complexidade e vulnerabilidade, como também pela falta de uma proteção através de legislação para as diferentes unidades naturais.

O uso de dados e técnicas sensoriamento remoto e de geoprocessamento permitiram reconstruir a paisagem em 1986 e indicou as principais mudanças em relação ao ano de 2016, o uso de imagens de melhor resolução espacial e da Análise Baseado a Objetos possibilitou a distinção de unidades naturais baseada no conceito de macrohabitats, além da análise espacial via métricas de paisagem.

A análise em escalas temporal e espacial distintas indicaram não só as mudanças, sua direção e a velocidade ao longo do tempo, como também permitiram compreender o cenário atual, definir e delimitar unidades operacionais em escala mais detalhada, aspectos importantes quando se prioriza o entendimento e manejo da paisagem pantaneira.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. **O Pantanal Matogrossense e a teoria dos refugios.** 1988. Rev. Bras. Geog., 50, ' 9–57, 1988.

ABDON, M. M.; SILVA, J. S. V. **A diversidade dos padrões de imagem e sua relação com os temas de vegetação mapeados em escala regional no Pantanal.** 2008. In: Semana de Geografia da Unemat, 9. (SEMAGEO), Cáceres/MT. Anais... Cáceres/MT: Unemat, 2008a. p.1-16.

ABDON, M. DE M.; SILVA, J. S. V. DA; POTT, V. J.; POTT, A. SILVA, M. P. DA. **Utilização de dados analógicos do Landsat-TM na discriminação da vegetação de parte da sub-região da Nhecolândia no Pantanal.**1998. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 33, p. 1799-1813.

ADAM, E.; MUTANGA, O; RUGEGE. D. **Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review.** 2010. Wetlands Ecol. Manage 18:281–296.

ADÂMOLI, J. **O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito de complexo do Pantanal.** 1982. In Anais do 32º Congresso nacional da Sociedade Botânica do Brasil, Teresina, Universidade Federal do Piauí.

ANTUNES, A. F. B. & LINGNAU, C. **Uso de Índices de Acurácia para Avaliação de Mapas Temáticos Obtidos por Meio de Classificação Digital.** 1997. In: III Congresso e Feira para Usuários de Geoprocessamento. Curitiba, p. s/n.

ANTUNES, A. F. B. & LUZ, N. B. **Classificação orientada a objetos de imagens Spot-5 com a finalidade de mapeamento do uso da terra.** 2009. In: Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, p. 909 – 917.

ALBUQUERQUE, R. W. **Monitoramento da cobertura do solo no entorno de hidrelétricas utilizando o classificador SVM (support vector machines),** 2012. Escola Politécnica da USP, 1:30–40.

ALHO, C.J.R. **Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation.**2008. Brazilian Journal of Biology.vol. 68, no. 4, p. 957-966.

ARIEIRA, J.; NUNES DA CUNHA, C. **Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil.** 2006. Acta Botanica Brasílica, v. 20, n. 3, p. 569- 580.

ASSINE, M.L. **Sedimentação na bacia do Pantanal matogrossense, centro oeste do Brasil.** 2003. Tese de Livre Docência. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 105p.

ASSINE M.L., SOARES P.C. **Quaternary of the Pantanal, west-central Brazil. Quaternary.** 2004. International 114:23-34.

ASSINE, M.L., MERINO, E.R., PUPIM, F.N., MACEDO, H.A., SANTOS, M.G.**The Quaternary alluvial systems tract of the Pantanal Basin, Brazil. Brazilian.** 2015a. Journal of Geology, 45(3):475-489.

ASSINE,M.L., MACEDOH.A., STEVAUXJ.C., BERGIERI., PADOVANIC.R., SILVA., 2015b. AVULSIVE RIVERS IN THE HYDROLOGY OF THE PANTANAL WETLAND. In: Bergier, I., Assine, M.L. (Eds.), **Dynamics of the Pantanal Wetland in South America.** Springer International, Cham, Switzerland, pp. 83–110.

BAATZ, M.; SCHAPE, A. **Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation.** In: XII Angewandte Geographische Informationsverarbeitung, 2000, Wichmann-Verlag, Heidelberg.

BAATZ,M.; HOFFMANN,C.; WILLHAUCK, G. **Progressing from object-based to object-oriented image analysis.** New York (2008), pp. 29-42.

BACANI, D. A. **Análise espaço-temporal da malária no estado de Mato Grosso no período de 2003 a 2009.** 2013. Dissertação Mestrado em Geografia – Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Departamento de Geografia, Universidade de Mato Grosso, Cuiabá, p. 87



BLASCHKET, HAY GJ, KELLY M, LANG S, HOFMANN P, ADDINK E, ET AL. **Geographic Object-Based Image Analysis—Towards a new paradigm**. ISPRS J Photogramm Remote Sens. 2014;87: 180–191.

BENZ, U.C.; Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I., Heynen, M. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. 2004. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, 58 (3–4), pp. 239-258.

BERRY, J.K. Basis Techniques in Spatial Statistics. 1999. In: **Beyond Mapping III – Map Analysis**. Beery, J.K. online book: [www.innovativegis.com/basis/](http://www.innovativegis.com/basis/).

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/>. Acessado em 03/01/2018.

BRASIL. Emenda Nº 1-CCJ (SUBSTITUTIVO). **Projeto de Lei Do Senado Nº 298**, de 2011.

\_\_\_\_\_. **MONITORAMENTO DO BIOMA PANTANAL 2008-2009**. Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite-acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA. 2011. 26p.

BONESSO, D. **Estimação dos parâmetros do Kernel em um classificador SVM na classificação de Imagens hiperespectrais em uma abordagem multiclasse**. 2013. Dissertação - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia. 86p.

CÂNDIDO. A.A.K.A. **Tratamento de imagens orbitais e suborbitais para caracterização ambiental da cabeceira do rio são Lourenço-MT**. 2012. Dissertação - Universidade Federal de Mato Grosso. Engenharia Agrícola. 95p.

CARVALHO, A. B. P.; OZORIO, C. P. **Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2007. Revista De Ciências Ambientais, Canoas, v1, n.2, p. 83-95.

CARRÃO, H.; et al,. **Cálculo de indicadores de paisagem em ambiente SIG**, 2010. In: Anais do Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica

– ESIG. Oeiras: Portugal, 28-30 Nov., Lisboa: Associação dos Utilizadores de Sistemas de Informação Geográfica - USIG.

COUTINHO, L. M. **O conceito de bioma**. Acta Botânica Brasílica. v.20, n.1, p.13-23, 2006.

COUTO, P. **Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidos em FRAGSTATS**. Investigação Operacional, 2004. 24, pp. 109-137.

DEFINIENS Imaging GMBH. **eCognition's User Guide**. München, 2008, 480 p.

COMASTRI FILHO, J.A.; POTT, A. **Introdução e avaliação de forrageiras em "cordilheira" desmatada na sub-região dos Paiguás, Pantanal mato-grossense**, 1996. Boletim de Pesquisa, 5. 40p.

CRUZ, A. J. R. **Data Mining via Redes Neurais Artificiais e Máquinas de Vectores de Suporte**, 2007. Universidade do Minho. Escola de Engenharia. Departamento de Sistemas de Informação. Dissertação de Mestrado.

DAMASCENO JÚNIOR, G.A.; POTT, A.; POTT, V.J. **Florestas estacionais no Pantanal: considerações florísticas e subsídios para conservação**. In: Simpósio sobre Geotecnologias no Pantanal, 2. Corumbá, 2009.

DECELLES, P.G.; CAVAZZA, W. **A comparison of fluvial megafans in the Cordilleran (Upper Cretaceous) and modern Himalayan foreland basin systems**: Geological Society of America Bulletin, 1999. v. 111, p. 1315–1334.

DUARTE, T.G. **Florística, fitossociologia e relações solo-vegetação em floresta estacional decidual em Barão de Melgaço, Pantanal de Mato Grosso**, 2007. Tese. Universidade Federal de Viçosa. 114p.

EARTHAL, J.G.; FONSECA, L.M.; BINS, L.S.; VELASCO, F.R.; MONTEIRO, A.M. **Um sistema de segmentação e classificação de imagens de satélite**. São José dos Campos: INPE, 1991. (INPE- 5291-PRE/1696).

ENCARNAÇÃO, S.; TENEDÓRIO, J. A.; ROCHA, J. **Cartografia de uso do solo em ambiente urbano análise orientada por objecto de imagens QUICKBIRD**. (2007). Finisterra ,XLII, 84, pp. 87-102.

FOODY, G. M. **Thematic map comparison: evaluating the statistical significance of differences in classification accuracy**. 2004. Photogrammetric engineering and remote sensing, v. 70, n. 5, p. 627– 633.

FOODY, G.M.; MATHUR, A. **A relative evaluation of multiclass image classification by support vector machines**. 2004. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 42 (6), p. 1335-1343.

FORMAN, R. T. **Land mosaics: the ecology of landscape and regions**. 1995. Cambridge University Press, Cambridge.

FORMAN, R. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology** (1986).New York. John Wiley & Sons. 1986. 619p.

GIRARDELLO, A. D. **Um estudo sobre o Uso de Máquinas de Vetores de Suporte em Problemas de Classificação**. 2010. 63f. Dissertação– Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2010.

GOMES, D.; VICENTE, L.E.; CARVALHO, S.; VICTORIA, D.; ANDRADE, R.G.; AGNESE, M.L.; & SILVA, R.F.B. 2012. **Avaliação comparativa de correção atmosférica de imagens Landsat utilizando MODTRAN e Dark Object Subtraction**. SIMPÓSIO INTERNACIONAL SELPER, 15, Caiena, 2012. Resumos expandidos, Caiena, SELPER.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada. IBGE,2012. Rio de Janeiro.

ICMBio. **[Parque Nacional Do Cabo Orange é Eleito Sítio Ramsar](http://www.icmbio.gov.br/portal/comunicacao/noticias/20-geral/4540-parque-nacional-do-cabo-orange-e-eleito-sitio-ramsar.html)**. 2013. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/comunicacao/noticias/20-geral/4540-parque-nacional-do-cabo-orange-e-eleito-sitio-ramsar.html>. Acesso em: 22/09/2017.

Instituto SOS Pantanal; WWF- Brasil. Brasília, 2015. **Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai – Porção Brasileira – Período de Análise: 2012 a 2014.** 66p.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. **The flood pulse concept in river - floodplain systems.** 1989.Pp. 110-127. In: D.P. Dodge (ed.). Proceedings International Large River Symposium (LARS), Can Sepc. Publ. Fish Aquat. Sci. 106: 110-127.

JUNK W.J.; NUNES DA CUNHA, C.; WANTZEN K.M.; PETERMANN.P; STRÜSSMANN, C.; MARQUES, M. I., et al. **Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil.** (2006). Aquatic Sciences, 2006; 68: p 278-309.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L.D.; BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHICK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A.A.. **Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection.** Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Environments. 2014, v. 24 p. 5-22.

HESSBURG, P.; SMITH, B. **Midscale landscape dynamics.** Apud: TEIXEIRA, M.D. Análise da influência dos desmatamentos na estrutura da paisagem na região norte de Minas Gerais. Dissertação (mestrado profissional)–Universidade Federal de Lavras, 2015. 68p.

HAY, G.J.; CASTILLA, G. **Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline,** 2008. pp. 93-112.

HORTON, B.K.; DECELLES, P.G., 2001, **Modern and ancient fluvial megafans in the foreland basin system of the central Andes, southern Bolivia: Implications for drainage network evolution in fold-thrust belts:** Basin Research, v. 13, p. 43–63.

KAVZOGLU , T.; COLKESEN, I. **A kernel functions analysis for support vector machines for land cover classification,** 2009. ternational Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. 11.352–359.

LANA, C. E.; ALVES, J. M. de P.; CASTRO, P. T. **A. Análise morfométrica da bacia do Rio do Tanque.** 2001. Revista Escola de Minas, Ouro Preto, v. 54, n. 2, p. 121-126, 2001.

LEITÃO, A.B, AHERN, J. (2002). **Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning.** *Landscape and Urban Planning*, 59. p. 65–93.

LEMOS, D.M. **Estudo sobre um classificador adaptativo para análise de dados de alta dimensionalidade com um conjunto limitado de dados de treinamento.** 2003. Dissertação o submetida. Mestrado em Sensoriamento remoto. Universidade federal do Rio Grande do Sul. 89p.

LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. **Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008.** 2011. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, INPE p.2067.

LORENA, A. C.; CARVALHO, A. C. P. L. F. **Uma Introdução às Support Vector Machines.** Revista de Informática Teórica e Aplicada, Santo André, v. 14, n. 2, p. 43-67, 2007.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. 1999. **Composição florística de capões e cordilheiras: localização das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inundação no Pantanal de Poconé, MT-Brasil.** Pp. 138-143 em: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá-MS, Brasil.

NUNES DA CUNHA, C., PRADO, A.L &P. Rawiel. **Vegetation map: Pantanal of Mato Grosso, Brazil, Parth North of Poconé,** Programa Shift, Projeto Ecologia do Gran Pantanal. 1996. UFMT - Fachhochschule Karlsruhe, Fachbereich Geoinformationswesen, Germany.

NUNES DA CUNHA, C., RAWIEL, P., WANTZEN, K.M., JUNK, W.J, & A.LEMES DO PRADO (2006): **Mapping and characterization of vegetation units by means of Landsat imagery and management recommendations for the Pantanal of Mato Grosso (Brasil), north of Poconé.** 2006. *Amazoniana*19(1/2): 1-33.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. 2004. **Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens***. In: Pantanal grasslands. Appl. Veg. Sci. 7:103-110.

NUNES DA CUNHA, C.; JUNK, W.J. . Parte II: A Classificação dos Macrohabitats do Pantanal Mato-grossense. in: NUNES DA CUNHA, C.; PIEDADE, T, F; JUNK, W.J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. EdUFMT v1. 2015. 165p.

NUNES DA CUNHA, C.et. al. Pantanal: A identidade de uma área úmida in: PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P.; BRITO M. **Conhecendo a biodiversidade**. A. – Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio, 2016. 196 p.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: Princípios e aplicações**. São Paulo, SP: Edgard Blücher, 2011. 388 p.

MA, L., LI, M., MA, X., CHENG, L., DU, P., & LIU, Y. **A review of supervised object-based landcover image classification**, 2017. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, p. 277- 293.

MACHADO, R.A.S. et al. **Análise morfométrica de bacias hidrográficas como suporte a definição e elaboração de indicadores para a gestão ambiental a partir do uso de geotecnologias**. 2011.Anais... XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, INPE p.1441-1448.

MCGARIGAL, K., & MARKS, B. J. FRAGSTATS: **spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. (1995) USDA Forest Service General Technical Report . PNW-351.

MCGARIGAL, K. **Landscape pattern metrics**, 2002. Shaarawi AH Piegorsch WW. *Encyclopedia of Environmetrics* .vol. 2 :Chichester (United Kingdom), Wiley.P.1135-1142.

MCGARIGAL, K. Landscape pattern metrics, 2013.In: Encyclopedia of Environmetrics, Second Edition online: <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.2013.pdf>

MENESES, P. R.; SANO, E. E. **Classificação pixel a pixel de imagens**. 2012. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (org.) Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. Brasília: CNPq, 2012. 266 p.

METZGER, J. P. **Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica**. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 1999. p. 445-463.

METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagens?** 2001. *Biota Neotropica*. V. 1. n° 1/2, Campinas-SP, p. 1-9.

MOUNTRAKIS, G., IM, J. & OGOLE, C. Support vector machines in remote sensing: a review. 2011. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66, 247–259.

MOURÃO, G., M.D. OLIVEIRA, D.F. CALHEIROS, C.R. PADOVANI, E.J. MARQUES & M. UETANABARO. 2002. O Pantanal mato-grossense. IN: U. SEELIGER, C. CORDAZZO & F.A.R. BARBOSA (eds.). **Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração**. pp. 29-49. Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, Brasil.

PAPA J. P.; **Classificação supervisionada de padrões utilizando florestas de caminhos otimos**. (2008) . PhD thesis, UNICAMP. 134p.

PADOVANI, C. R. **Dinâmica Espaço-Temporal das Inundações do Pantanal**. 2010. Tese Doutorado em Ecologia Aplicada – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, p. 174.

PENATTI, N. C. **Geobotânica e fenologia da superfície terrestre no estudo da diversidade do Pantanal: uma abordagem multi-sensor**. 2014. PhD Thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil. 214 p.

PARANHOS FILHO, A. C.; MIOTO, C.L.; MACHADO, R. et al. **Controle Estrutural da Hidrografia do Pantanal, Brasil**, 2017. v. 40, n. 1.

PIEIDADE, M. T. F., JUNK, W. F., DE SOUSA, P. T., NUNES DA CUNHA, C.; SCHÖNGART, J., WITTMANN, F., GIRARD, P. **As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro**. 2012. In Código Florestal e a Ciência. Brasília. Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável. (pp. 9-17).

PINHEIRO, E. S.; Kux, H. J. H. **Imagens Quickbird Aplicadas ao mapeamento do Uso e Cobertura da Terra do Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata**, 2005. In Sensoriamento Remoto e SIG: Novos Sistemas e Sensores: Métodos Inovadores. São Paulo, Oficina de Textos, 286p.

PINHO, C. M.D. **Análise orientada a objetos de imagens de satélites de alta resolução espacial** aplicada a classificação de cobertura do solo no espaço intra-urbano: o caso de São José dos Campos - SP. Dissertação – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 180 p.

PINTO, M.N. **Geomorfologia do Pantanal Matogrossense**. (1986). In Anais do V Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, v.1, p.78-85.

PUPIM, F.N.; ZAPAROLI, F.C.M.; ASSINE, M.L. **O Megaleque Fluvial do Rio Cuiabá, Pantanal do Mato Grosso**. 2012. 9º Simpósio Nacional de Geomorfologia. Rio de Janeiro.

PUPIM, F. do N. **Geomorfologia e paleo-hidrologia dos megaleques dos rios Cuiabá e São Lourenço, Quaternário da bacia do Pantanal**. (2014). Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 119p.

PUPIM, F.N., ASSINE, M.L., SAWAKUCHIA.O. Late Quaternary Cuiabá megafan, Brazilian Pantanal: channel patterns and paleoenvironmental changes. 2017. *Quaternary International* **438**, 108–125.

PONCE, V. M. **Impacto hidrológico e ambiental da hidrovía Paraná-Paraguai no pantanal matogrossense-Um Estudo de Referencia**. 1995. San Diego State University. San Diego, Califórnia.



POTT, A.; OLIVEIRA, A.K.M.; DAMASCENO, G.A., JUNIOR; SILVA, J.S.V. **Plant diversity of the Pantanal wetland**. 2011. Braz. J. Biol., 71 Suppl., 265–273.

POTT, A. **Pastagens das sub-regiões dos Paiguás e da Nhecolândia do Pantanal matogrossense**. 1998. EMBRAPA. Circular Técnica n.º 10, 49 pp.

POTT A, SILVA JSV. Terrestrial and aquatic vegetation diversity of the Pantanal Wetland. 2015 In: Bergier I, Assine ML. (eds.) **Dynamics of the Pantanal Wetland in South America**. Cham, Springer International Publishing Switzerland. p. 111- 151.

PRINA, B. Z.; TRENTIN, R. GMC. **Geração de Matriz de Confusão a partir de uma classificação digital de imagem do ArcGIS®**. 2015 In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17, João Pessoa, p. 131-139.

RIBAS, R. P. **Análise Espacial da Conectividade Estrutural na Paisagem: Uma Aplicação no Mosaico de Áreas Protegidas do Espinhaço: Alto Jequitinhonha - Serra do Cabral**, 2015. Tese de Doutorado, Belo Horizonte, UFMG. 219p.

REBELLATO, L. **Padrões sazonais e espaciais de distribuição e diversidade de herbáceas no Pantanal de Poconé-MT**, 2010. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, 162p.

RODELA, L.G. **Unidades de Vegetação e Pastagens Nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul**. 2006. Doctoral Thesis. University of São Paulo. 252p.

RODELA, L. G.; QUEIROZ NETO, J. P.; SANTOS, S. A. **Classificação das pastagens nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, por meio de imagens de satélite**. 2007. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2007, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE, 2007. p. 4187- 4194.

RORIZ, P. A. C.; FEARNSIDE, P. M. **A construção do Código Florestal Brasileiro e as diferentes perspectivas para a proteção das florestas.** 2015. Novos Cadernos NAEA. v. 18, n. 2, p. 51-68.

SANTOS, S.A.; CARDOSO, E.L.; SILVA, R.A.M. et al. **Princípios básicos para a produção sustentável de bovinos de corte no Pantanal.** Corumbá: Embrapa Pantanal, 2002. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/Embrapa Pantanal), ISSN 1517-1981. 45p.

SAKAMOTO, A. Y. **Dinâmica hídrica em uma Salina e seu entorno e a ocupação, fazenda São Miguel do Firme, MS.** 1997. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SILVA, J.S.V.; ABDON, M. M.; RIBEIRO, L. M.; POTT, A.; POTT, V. J.; MOURA, S. L. G. P. Mapeamento dos tipos de vegetação da carta ilha Camargo no Pantanal. In: **ENCONTRO SOBRE SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO A ESTUDOS NO PANTANAL.**, 1995, Corumbá - MS. 133-136.

SILVA, J.S.V.; ABDON, M. de M. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 1998, p. 1703-1712.

SILVA, M.P., MAURO, R., MOURÃO, G.E. & COUTINHO, M. **Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo**, 2000. Rev. Brasil. de Bot. 23:143-152.

SILVA, M. A. M. **Efeito de borda na estrutura e dinâmica de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil.** 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 49 p.

SILVA, F.H.B.DA. **Efeito da Invasão de *Combretum laxum* Jacq. (Combretaceae) em Comunidade de Campo Nativo do Pantanal de Poconé Brasil.** 2011. Dissertação – Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade - UFMT. 33p.

SOARES FILHO, B. S. **Análise de Paisagem: Fragmentação e mudanças**, 1999. Departamento de Cartografia, Centro de Sensoriamento Remoto – Instituto de Geociências/UFMG. Belo Horizonte-MG, 88 p.

TOMICH, T.R.; TOMICH, R.G.P.; PELLEGRIN, A.O.; LISITA, F.O.; BARBOSASTANCIOLI, E.F. **Perfil produtivo de assentamentos rurais de Corumbá, MS: base para pesquisas participativas**. 2005 In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 3; SEMINÁRIO ESTADUAL DE AGROECOLOGIA, 3., 2005, Florianópolis. Anais... Florianópolis, 4p.

TUCCI, C. E. M. **Recursos hídricos do Pantanal**. 2005. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre-RS.

TURNER, M.G. **Spatial and temporal analysis of landscape patterns**, 1990. *Landscape Ecology* 4, p.21–30.

VALENTE, R. O. A. **Análise da Estrutura da Paisagem na Bacia do Rio (2001) Corumbataí, SP**. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

VAPNIK, V. **The nature of statistical learning theory**, 1995. Springer-Verlag: New York,

VOLOTÃO. C. **Métricas do FRAGSTAT**. Trabalho de Análise Espacial, 1998. INPE. São Jose dos Campos. Brasil.

ZHU, J.; HASTIE, T. **Kernel Logistic Regression and the Import Vector Machine**, 2005. American Statistical Association, Institute of Mathematical Statistics, and Interface Foundation of North America *Journal of Computational and Graphical Statistics*, Volume 14, Number 1, p.185–205.