

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
DO TRIÂNGULO MINEIRO – *Campus* Uberaba  
Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal  
Mestrado Profissional em Produção Vegetal**

**ALYNE MADJA DOS SANTOS SILVA**

**DIAGNÓSTICO DE PASTAGEM DEGRADADA A PARTIR DE ÍNDICE DE  
VEGETAÇÃO DO ESPECTRO VISÍVEL: RELAÇÃO ENTRE O CONFLITO DE  
USO E A EROÇÃO HÍDRICA**

**UBERABA- MG**

**2023**

**ALYNE MADJA DOS SANTOS SILVA**

**DIAGNÓSTICO DE PASTAGEM DEGRADADA A PARTIR DE ÍNDICE DE  
VEGETAÇÃO DO ESPECTRO VISÍVEL: RELAÇÃO ENTRE O CONFLITO DE  
USO E A EROÇÃO HÍDRICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal – Curso de Mestrado Profissional em Produção Vegetal do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro – *Campus* Uberaba, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Produção Vegetal.

Linha de Pesquisa: Solo e Água no Cerrado  
Orientador: Prof. Dr. Renato Farias do Valle Junior

**UBERABA- MG**

**2023**

Ficha Catalográfica elaborada pelo Setor de Referência do IFTM –  
Campus Uberaba-MG

S38d Silva, Alyne Madja dos Santos  
Diagnóstico de pastagem degradada a partir de índice de vegetação  
do espectro visível: relação entre conflito e a erosão hídrica / Aline  
Madja dos Santos Silva- 2023.  
65 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Renato Farias do Valle Júnior  
Dissertação (Mestrado Profissional em Produção Vegetal) - Instituto  
Federal do Triângulo Mineiro- Campus Uberaba-MG, 2023.

1. Conflito ambiental. 2. Google earth engine. 3. Perda de solo.  
4. Sensoriamento remoto. I. Orioli Júnior, Valdeci. II. Título.

CDD 631.49

*ALYNE MADJA DOS SANTOS SILVA*

**Diagnóstico de pastagem degradada a partir de índice de vegetação do espectro visível: relação entre conflito de uso e erosão hídrica**

**FOLHA DE APROVAÇÃO DEFESA DISSERTAÇÃO**

Data da aprovação: 29/08/2023

**MEMBROS COMPONENTES DA BANCA EXAMINADORA:**

**Presidente e orientador:** **Prof. Dr. Renato Farias do Valle Júnior**

IFTM - Campus Uberaba

**Membro Titular** **Prof. Dr. Hamilton César de Oliveira Charlo**

IFTM - Campus Uberaba

**Membro Titular** **Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Dawson José Guimarães Faria**

IFTM - Campus Uberaba

**Local:** Sala de Videoconferência - Google Meet

HAMILTON CÉSAR DE OLIVEIRA CHARLO  
PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO

---



Documento assinado eletronicamente por HAMILTON CÉSAR DE OLIVEIRA CHARLO, PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO, em 31/08/2023, às 09:47, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 4º, § 3º, do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

DAWSON JOSE GUIMARAES FARIA  
PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO



Documento assinado eletronicamente por DAWSON JOSE GUIMARAES FARIA, PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO, em 04/09/2023, às 11:36, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 4º, § 3º, do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

RENATO FARIAS DO VALLE JÚNIOR  
PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO



Documento assinado eletronicamente por RENATO FARIAS DO VALLE JÚNIOR, PROFESSOR DO ENSINO BÁSICO, TÉCNICO E TECNOLÓGICO, em 03/10/2023, às 17:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 4º, § 3º, do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <http://www.iftm.edu.br/autenticacao/> informando o código verificador **F1B4B45** e o código CRC **CBF76347**.

Referência: NUP: 23200.007637/2023-71

DOCS nº 0000516951

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus em primeiro lugar, por permitir que tivesse saúde para concretização dessa etapa.

Aos meus pais, por sempre estarem presentes em todas os meus desafios e conquistas, me fortalecendo e mostrando o quanto sou capaz de conseguir tudo aquilo que almejo.

Ao meu filho, que é a minha fortaleza e por ele vou sempre em busca do melhor.

Aos meus irmãos Anderson e Aryane, que sempre me apoiam e incentivam em meus estudos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Renato Farias do Valle Júnior que me orientou e ajudou em todo o processo para que fosse possível esse tão sonhado título de mestre.

Aos colaboradores Prof. Dawson e Me.Thiago que me auxiliaram e ajudaram em grande parte dessa etapa.

A Associação Brasileira dos Criadores de Gir leiteiro (ABCGIL) por todo apoio prestado.

A todos que colaboraram, só tenho que agradecer grandiosamente

## RESUMO

O manejo inadequado dos solos e a ausência de práticas conservacionistas promovem a degradação das pastagens e podem ocasionar danos ambientais. A utilização do Sensoriamento Remoto (SR) e os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são usados na agricultura para monitorar a vegetação e mapear parâmetros estruturais. Com o uso do Quociente de Brilho Total do Verde (TBQG), aumenta a sensibilidade do índice de cor, permitindo uma melhor detecção de vigor da planta. Através da plataforma Google Earth Engine (GEE) permite gerar e exibir distribuições espaciais de características observadas por satélite. Este estudo teve por objetivo diagnosticar pastagens degradadas na plataforma GEE usando o índice de vegetação TBQG coletado do satélite Landsat 8 no ano de 2021, analisando-se a inter-relação entre degradação, erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba. A determinação do Índice de Brilho (BI) auxiliou no mapeamento de áreas de risco de erosão e na identificação de pastagens degradadas. Sendo possível observar que os totais de perdas de solo nas áreas comuns de conflito ambiental e pastagens degradadas totalizam 36229,43 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e as maiores perdas de solo se deram nas áreas de conflito 1 e 2. As áreas de pastagens degradadas apresentaram perdas de solo mais elevadas em todas as formações geológicas (Marília, Uberaba e Serra Geral). Comparando-se a pastagem degradada com a pastagem não degradada, observa-se que nas formações geológicas Uberaba, Serra Geral e Marília, as perdas de solo das áreas com pastagens degradadas são maiores, superando em 3,66, 3,21 e 0,14 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente. Ao utilizar técnicas e ferramentas de diagnóstico, este estudo permitiu a identificação de áreas de pastagens degradadas e a possível aplicação de medidas mitigadoras. Essas informações são extremamente úteis para o manejo sustentável dos recursos naturais e a preservação do meio ambiente.

**Palavras-chave:** Conflito ambiental; Google Earth Engine; perda de solo; sensoriamento remoto.

## ABSTRACT

Inadequate soil management and the lack of conservation practices lead to pasture degradation and can cause environmental damage. Remote Sensing (RS) and Geographic Information Systems (GIS) are used in agriculture to monitor vegetation and map structural parameters. Using the Total Brightness Quotient of Green (TBQG) increases the sensitivity of the color index, allowing for better detection of plant vigor. Linked to the Google Earth Engine (GEE) platform, it allows spatial distributions of satellite-observed characteristics to be generated and displayed. This study aimed to diagnose degraded pastures on the GEE platform using the TBQG vegetation index collected from the Landsat 8 satellite in 2021, analyzing the interrelationship between degradation, erosion and land use conflict in the Uberaba River basin. The determination of the Brightness Index (BI) helped to map areas at risk of erosion and to identify degraded pastures. It was possible to observe that the total soil losses in the common areas of environmental conflict and degraded pasture amounted to 36229.43 t ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> and the greatest soil losses occurred in conflict areas 1 and 2. Degraded pasture areas showed higher soil losses in all geological formations (Marília, Uberaba and Serra Geral). Comparing degraded pasture with non-degraded pasture, it can be seen that in the Uberaba, Serra Geral and Marília geological formations, soil losses in areas with degraded pasture are higher, exceeding 3.66, 3.21 and 0.14 t ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, respectively. By using diagnostic techniques and tools, this study enabled the identification of degraded pasture areas and the possible application of mitigating measures. This information is extremely useful for the sustainable management of natural resources and the preservation of the environment.

Keywords: Environmental conflict; Google Earth engine; soil loss; remote sensing.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.....	24
Figura 2 - Mapa de localização da área de estudo com a distribuição das suas geologias e os pontos amostrais georreferenciados no campo.....	25
Figura 3 - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia do rio Uberaba-MG.....	26
Figura 4 - Fluxograma de manuseio do trabalho.....	29
Figura 5 - Características das fisionomias das áreas de pastagens degradadas. a) solo exposto, baixa densidade de plantas e baixa massa de forragem; b) presença de cupinzeiros e plantas invasoras e baixa massa de forragem.....	31
Figura 6 - Coleta da resistência à penetração em área de pastagem não degradada (1) e características das fisionomias de área de pastagem não degradada (2).....	32
Figura 7 - Mapa de pastagem degradada da bacia do rio Uberaba para o ano de 2021 .....	34
Figura 8 - Mapa de conflitos ambientais quanto ao uso e ocupação dos solos, na bacia do rio Uberaba, no ano de 2021 .....	35
Figura 9 - Mapa de perda de solo na bacia do rio Uberaba .....	39

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Compilação dos dados geográficos utilizados na tabulação cruzada .....	27
Tabela 2 - Classificação das áreas de conflito - degradação ambiental.....	30
Tabela 3 - Dados da validação do mapa de pastagem degradada a nível de campo da bacia do rio Uberaba .....	33
Tabela 4 - Distribuição da pastagem degradada nas formações geológicas, uma análise das classes de conflito e áreas suportadas.....	35
Tabela 5 - a ocorrência da perda de solo nas áreas de pastagem degradada e pastagem não degradada nas formações geológicas da bacia do rio Uberaba. Os valores são expressos em toneladas por hectare por ano ( $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ ).	37
Tabela 6 - Tabulação cruzada entre conflito e perda de solo nas formações geológicas da bacia do rio Uberaba .....	39
Tabela 7 - Validação das perdas de solo estimadas pelo índice de brilho .....	41

## **LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

BI - Índice de Brilho

CI - Índice de Cor

GEE - Google Earth Engine

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MAPBIOMAS - Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil

NDVI - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

NIR - Infravermelho Próximo

RGB - Red, Green, Blue

SIG - Sistema de Informações geográficas

SVI - Sensores digitais do espectro Visível

TBQG - Quociente de Brilho Total do Verde

TBQR - Quociente de Brilho Total do Vermelho

TBQB - Quociente de Brilho Total do Azul

VANT- Veículo Aéreo não Tripulado

## Sumário

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	16
2.1. Degradação das pastagens .....	16
2.2. Sistemas de informações geográficas (SIG) .....	18
2.3. Google Earth Engine (GEE) .....	19
2.4. Sensoriamento remoto na agricultura .....	21
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	24
3.1. Área de estudo .....	24
3.2. Aquisição e geração dos dados .....	25
3.3. Dados de campo para validação dos resultados .....	30
<b>4 RESULTADOS</b> .....	33
<b>5 DISCUSSÃO</b> .....	44
<b>6 CONCLUSÃO</b> .....	49
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	50

## 1 INTRODUÇÃO

Na agricultura, o sensoriamento remoto tem sido amplamente utilizado para monitorar o estado da vegetação em diferentes escalas espaciais e temporais. Os dados coletados são de grande valia para o mapeamento de parâmetros da estrutura da vegetação, por meio em aplicações tais, como: agricultura de precisão, previsão de produção, irrigação (Weiss, Jacob e Duveiller, 2020; Zhang *et al.*, 2021).

Alguns autores aplicaram sensores digitais do espectro visível - SVI (RGB) para quantificar e mapear indiretamente indicadores do estado biofísico da planta, como biomassa, vigor da planta, índice de área foliar e produtividade (Jang *et al.*, 2020; Liu e Pattey, 2010; Córcoles *et al.*, 2013; Kim *et al.*, 2019). Assim, em RGB o índice de vegetação de cor - CIVE e o excesso de verde - ExG, são eficientes no diagnóstico da cobertura vegetal (Beniaich *et al.*, 2019; Arroyo; Guijarro; Pajares, 2016).

A determinação do Índice de Brilho (BI), pode ajudar no mapeamento das áreas de risco de erosão as quais causa um dano ambiental, assim como na identificação de áreas de pastagens degradadas. Com o auxílio da análise do uso do Quociente de Brilho Total do Verde (TBQG), pode-se verificar o vigor da planta e determinar se a vegetação se encontra em algum estado de degradação. As imagens da série Landsat 8 são usadas há muito tempo e são ferramentas bem estabelecidas para análise de cobertura do solo, impactos ambientais, estimativa de parâmetros biofísicos, georreferenciamento etc. (Alves *et al.*, 2017).

Com a evolução do Sistema de Informações Geográficas (SIG) e do Sensoriamento Remoto, atrelados com a plataforma do Google Earth Engine (GEE), tem sido amplamente utilizado na análise, classificação e monitoramento da cobertura do solo e pastagens degradadas e estimativa do rendimento, impacto das alterações climáticas (Oliphant *et al.*, 2019). O eu pode auxiliar na melhoria da gestão e manejo da conservação dos recursos naturais.

Em estudos de pastagens, Punalekar *et al.* (2018) demonstraram que a missão Sentinel 2 tem forte potencial para mapear a dinâmica da biomassa

presente em pastagens uma vez que o índice de área foliar LAI/NDVI foi calculado para faixas de 10 metros. Comparando os resultados obtidos a partir do processamento digital com os medidos em campo (reflectância do dossel, LAI e altura do dossel), descobriram que as imagens dos sensores MSI poderiam ser usadas para monitorar a produtividade de gramíneas e pastagens no sul da Inglaterra.

A degradação das pastagens tem atraído a atenção mundial porque leva à erosão e afeta a capacidade de armazenamento de carbono do solo (Torres; Richter; Vohland, 2019). A causa da degradação das pastagens pode ser natural, mas a maioria das paisagens manejadas deve-se à má gestão da terra e à falta de medidas de proteção do meio ambiente, que são causas comuns desse fenômeno causadas pelo homem. Consequências importantes da deterioração das pastagens não apenas reduz a produtividade, mas também tem um impacto significativo no meio ambiente.

Após pesquisas realizadas, não se encontraram muitos estudos que comparassem índices RGB (TBQG) com índices que se utilizam de faixas do infravermelho próximo (NIR). O RGE e NIR tem um bom potencial e provavelmente por essa razão contamos com satélites orbitais imageadores com no mínimo 4 bandas, sendo: Azul, Verde, Vermelho e NIR. Talvez, devido à facilidade de obtenção de dados de refletância da banda NIR usando satélites orbitais como Sentinel 2, Landsat 8, MODIS, AMAZONIA-1 entre outros, essas pesquisas não são consideradas relevantes. Porém, analisar a eficiência de detecção entre os índices RGB e do NIR pode ajudar a delimitar claramente qual é o potencial de cada faixa.

A utilização de NDVI e RGB para identificar pastagens degradadas tem sido objeto de estudos recentes. E mesmo que os índices de vegetação visíveis possam ser utilizados por meio de sensores embutidos em VANT por exemplo, optou-se por utilizar o sensor embutido no satélite orbital Landsat 8 OLI, de forma a não comparar imagens com diferentes resoluções espaciais.

Diante do exposto este trabalho teve por objetivo diagnosticar na plataforma GEE as pastagens degradadas a partir do índice de vegetação do espectro visível TBQG, coletado de imagens orbitais de satélite Landsat 8 para

o ano de 2021, para análise da inter-relação entre degradação de pastagem, perdas de solo e conflito de uso dos solos.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Degradação das pastagens

O uso global da terra com áreas de pastagens está aumentando e tem uma área estimada de 31,5% (Ritchie; Roser, 2019). No Brasil, as pastagens ocupam 179 milhões de hectares de terras rurais (Parente *et al.*, 2017). Nos estados de Mato Grosso, Minas Gerais e Bahia detêm a maior área, equivalente a 20 milhões de hectares em cada estado, segundo estudo realizado no Laboratório de Processamento e Processamento de Imagens da Universidade Federal de Goiás (UFG), em colaboração com a Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República (SAE) (Lapig, 2021).

As áreas de pastagens com sinais de degradação no Brasil são um dos principais problemas que afetam a pecuária (Valle Júnior *et al.*, 2019) e a viabilidade econômica da produção animal, que diminui à medida que as características do solo se tornam menos favoráveis. No Brasil, cerca de 43% das pastagens não estão degradadas e 17%, 16,4% respectivamente têm um estado de degradação leve, moderado e grave (Lapig, 2021).

A degradação das pastagens tem atraído a atenção mundial porque leva à erosão e afeta a capacidade de armazenamento de carbono do solo (Torres; Richter; Vohland, 2019). A causa da degradação das pastagens pode ser natural, mas a maioria das paisagens manejadas deve-se à má gestão da terra e à falta de medidas de proteção, que são causas comuns desse fenômeno causadas pelo homem.

Definir os critérios de avaliação do estágio de degradação das pastagens cultivadas é uma tarefa difícil, tanto em relação à diversidade de espécies quanto em relação às características morfológicas e aos ecossistemas em que são cultivadas. Nesse sentido estudos com imagens de satélites tem demonstrado o seu potencial associado aos índices de vegetação para caracterização, discriminação e estudo do percentual de cobertura verde e da biomassa de pastagens que são cultivadas no bioma Cerrado (Ferreira *et al.*, 2012; Anjos *et al.*, 2013; Brito *et al.*, 2018).

Essa enorme extensão de pastagens degradadas em todo o Brasil está obrigando o país a buscar implementar melhores medidas de restauração e

manejo para prevenir ou mitigar consequências ambientais adversas (Valle Junior, 2019).

O custo global anual das perdas no leite e na carne e a produção devido à degradação das pastagens é de aproximadamente 7 mil milhões de USD, atingindo 1 mil milhões de USD nos países da América Latina (Kwon *et al.*, 2016).

Este processo de degradação resulta em grandes áreas de solo exposto, invasão de ervas daninhas, intensa erosão do solo, sinais óbvios de deficiência nutricional em plantas e animais, menor taxa de crescimento das plantas, mudança nos hábitos de cultivo, crescimento das plantas e baixa produtividade (Dorigo *et al.*, 2007; Johnson; Trout, 2012; Moreira; Santos; Pereira Júnior, 2020). Um outro impacto associado à degradação das pastagens é a mudança climática, resultante da diminuição da matéria orgânica do solo e da biomassa das pastagens, entre outros. Entretanto, quando manejadas de forma adequada o pasto tem um ótimo potencial para minimizar esse impacto, devido a sua alta capacidade de "sequestro de carbono" (Dias Filho, 2011).

As possíveis causas da degradação são a falta de práticas conservacionistas que intensificam a erosão do solo (Rocha Junior *et al.*, 2016), como a falta de ajuste nas taxas de pastejo (Dias Filho, 2017; Fernandes *et al.*, 2018) e pastejo em encostas superiores a 20 °, o que pode alterar a estabilidade do solo e aumentar a erosão ((Torres; Richter; Vohland, 2019).

É óbvio para vários autores que os primeiros sintomas são a diminuição da qualidade e quantidade da forragem nas épocas certas e a diminuição da superfície vegetativa. Se não forem aplicadas medidas corretivas, surgem espécies invasivas de folha larga e doenças que intensificam a degradação (Macedo; Kichel; Zimmer, 2000; Silva, 2006; Nascimento Júnior; Queiroz; Santos, 1994; Stoddart; Smith; Box 1994; Zhumanova *et al.*, 2018).

De acordo com Ferreira; Ferreira Neto (2018) comprovaram que as ferramentas de geoprocessamento que são utilizadas, principalmente, os índices de vegetação (NDVI e CVP) são satisfatórios em mostrar o estágio de degradação das pastagens. Ficou evidente, comparando os dois mapas, a melhoria que a pastagem teve após reduzir sua taxa de reprodução. Através do histórico dos agricultores e suas atividades ao longo do tempo, foi possível entender os motivos dessa melhoria, corroborando o espaço de análise espacial.

## 2.2. Sistemas de informações geográficas (SIG)

Por meio do uso de técnicas de sensoriamento remoto, os valores de refletância dos alvos de superfície são obtidos da superfície da pastagem a partir de imagens orbitais e aéreas da vegetação, assim, refletindo o estado de crescimento das pastagens (Prey; Hu; Schmidhalter, 2020). Deste modo, os equipamentos de imagem podem ajudar os produtores rurais a monitorarem lavouras, pastagens e pecuária de forma mais eficaz, captando informações que ajudam a melhorar o desenvolvimento e a produtividade dos sistemas agropecuários.

Vários estudos de monitoramento de vegetação foram conduzidos em todo o mundo usando imagens do Sentinel 2. Addabbo *et al.* (2016) usaram esses dados para avaliar o estado da vegetação ao redor do Palácio Real de Caserta (Itália).

De acordo com Quinaia (2021) o uso de índices de vegetação do visível TBQG e TBQR, mostrou-se eficiente quando comparado ao NDVI no diagnóstico da pastagem degradada a partir de imagens de satélite orbital. A área de pastagem degradada na APA em 2019 variou entre 41,20 e 64,83% da área total da pastagem.

Os resultados do Sentinel NDVI, juntamente com os do Landsat 8, obtiveram resultados mostrando que, para áreas de estudo menores, os dados Sentinel são os mais adequados (Addabbo *et al.*, 2016). Além disso, já foram realizadas pesquisas sobre: o uso de sensores para o mapeamento do potencial da intensificação sustentável da agricultura brasileira (Kuchler *et al.*, 2017); relações das fitofisionomias da Caatinga com atributos do solo (Silveira, 2018); identificação de áreas de plantas invasoras em unidades de conservação (Gomes, 2017).

Em estudos de pastagens, Punalekar *et al.* (2018) demonstraram que a missão Sentinel 2 tem forte potencial para mapear a dinâmica da biomassa presente em pastagens uma vez que o índice de área foliar LAI/NDVI foi calculado para faixas de 10 metros. Comparando os resultados obtidos a partir do processamento digital com os medidos em campo (refletância do dossel, LAI e altura do dossel), descobriram que as imagens dos sensores MSI poderiam ser

usadas para monitorar a produtividade de gramíneas e pastagens no sul da Inglaterra.

Lugassi *et al.* (2019), usaram índices de vegetação de imagens Sentinel 2 para mapear a qualidade ecológica de pastagens em Israel, comparando-a com análises laboratoriais de proteína bruta e fibra em detergente neutro encontradas em pastagens. Eles concluíram que há um grande potencial para o uso das imagens Sentinel 2 nesses estudos e que mais pesquisas são necessárias em áreas de estudo espalhadas por todas as regiões geográficas. Sentinel pode ser aplicado para monitorar pastagens nos mais diversos ambientes da Terra.

As imagens da série Landsat são usadas há muito tempo e são ferramentas bem estabelecidas para análise de cobertura do solo, impactos ambientais, estimativa de parâmetros biofísicos, georreferenciamento etc. (Alves *et al.*, 2017). Dessa forma, o uso do SIG no diagnóstico ambiental, são necessárias utilização de imagens de satélite, que hoje em dia, devido a sua facilidade de obtenção, vêm se transformando em uma importante maneira de se verificar possíveis problemas e a possibilidade da constatação de todas as características de uma bacia hidrográfica, toda essa análise se faz por meio da utilização do sensoriamento remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Portanto, a utilização destas técnicas possibilita uma análise integrada da dinâmica do uso de uma bacia hidrográfica, auxiliando em um melhor planejamento e tomada de decisão dos órgãos competentes (Miguel; Medeiros; Gomes, 2018).

### **2.3. Google Earth Engine (GEE)**

O Google Earth Engine é uma plataforma baseada em nuvem para análise geoespacial global que disponibiliza enormes recursos de computação do Google para resolver uma variedade de problemas sociais de grande impacto, onde se tem desmatamento, seca, desastres, doenças, segurança alimentar, gestão de água, clima, monitoramento e proteção ambiental (Gorelick *et al.* 2017).

O GEE possibilita que os usuários da funcionalidade trabalhem com diversas práticas de sensoriamento remoto (LÜ *et al.*, 2019). Esta plataforma processa dados na nuvem, possibilitando uma grande quantidade de dados geoespaciais; o catálogo gratuito inclui cenas do Landsat (USGS / NASA), Sentinel, MODIS,

entre outros recursos criados em Java Script e Python (GEE, 2021). A plataforma é de acesso público e gratuita e os usuários podem analisar seus dados privados e os dados públicos fornecidos pela ferramenta, por meio de uma biblioteca (Gorelick *et al.*, 2017). Possui a possibilidade de importação de arquivos, integrando assim o banco de dados em nuvem e permitindo a ampliação do uso da ferramenta (Ganem, 2017).

O processamento de dados na nuvem tem sido uma opção viável, principalmente quando é necessário trabalhar com uma grande quantidade de dados orbitais, o que levaria algum tempo e exigiria computadores de alto poder de processamento (Paludo *et al.* 2020).

O GEE tem sido utilizado como uma das principais plataformas de informática em muitos estudos científicos do sistema terrestre, incluindo a detecção de alterações LULC (Hansen *et al.*, 2013; Huang *et al.*, 2017; Mldekisa *et al.*, 2017; Yu *et al.*, 2018), mapeamento de culturas (Shelestov *et al.*, 2017; Teluguntla *et al.*, 2018), cartografia digital do solo (Padarian; Minasny; Mcbratney, 2015), cartografia florestal (Chen *et al.*, 2017; Koskinen *et al.*, 2019), e cartografia de zonas úmidas (Hird *et al.*, 2017).

Mais recentemente, Xie *et al.* (2019) desenvolveram de forma eficaz uma metodologia que tem a capacidade de gerar mapas anuais de irrigação e fornecer conhecimentos sobre os aspectos espaciais e temporais da irrigação a nível do campo utilizando as imagens de satélite do Google Earth Engine e Landsat. Este estudo tem também uma alta complexidade do mapeamento das áreas irrigadas em todo o leste dos Estados Unidos.

De acordo com Dong *et al.* (2016), identificaram regiões de arroz paddy mapeadas no nordeste da Ásia utilizando imagens Landsat-8 dentro do GEE. Os seus resultados mostraram que o GEE foi significativamente útil no mapeamento anual do arroz paddy em grandes áreas, alcançando a Precisão do Produtor (PA) e a Precisão do Utilizador (UA) de 73% e 92%, respectivamente.

O GEE tem sido amplamente utilizado na classificação da cobertura do solo, estimativa do rendimento, impacto das alterações climáticas (Oliphant *et al.*, 2019).

Atrelado ao GEE, o MapBioma é uma iniciativa multi-institucional que reúne universidades, ONGs e empresas de tecnologia que se unem para contribuir para a compreensão das transformações do território brasileiro a partir do

mapeamento anual de ocupação e uso do solo no Brasil Acervo 6 do MapBiomas com mapas de solo e cobertura do uso da terra no Brasil de 1985 a 2020. A ferramenta desenvolvida pelo MapBiomas para todas as suas iniciativas fornece informações geradas com resolução espacial de 30 metros. Os dados são processados por meio de algoritmos de classificação automática por meio de informações dispostas na nuvem do Google Earth Engine (MAPBIOMAS, 2021).

O processamento de imagens pode ser realizado em diferentes ambientes. A plataforma Google Earth Engine (GEE) se apresenta como uma forma importante e inovadora de análise multitemporal (Tian *et al.*, 2019, Swetnam *et al.*, 2021), que vem sendo muito utilizada no diagnóstico de pastagens degradadas.

#### **2.4. Sensoriamento remoto na agricultura**

Vários autores têm utilizado sensores orbitais para analisar e mapear as variações temporais e espaciais da pastagem usando o Índice de Vegetação que se utilizam da banda infravermelha próximo como o NDVI (Torres; Richter; Vohland, 2019) ; Imukova; Ingwersen; Streck, 2015; Wiesmair *et al.*, 2016; Valle Júnior *et al.*, 2019. Enchance Vegetation Index - EVI (Karnieli *et al.*, 2013; Junges *et al.*, 2016), Soil-Adjusted Vegetation Index SAVI (Batista *et al.*, 2020), Leaf Area Index - LAI (Batista *et al.*, 2020; Chen *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019), Water Use Efficiency - WUE (Fernandes *et al.*, 2018), Net Primary Productivity - NPP (Sun *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2019 e também análise visual (Monteiro *et al.*, 2018).

Na agricultura, o Sensoriamento Remoto tem sido amplamente utilizado para monitorar o estado da vegetação em diferentes escalas espaciais e temporais. Os dados coletados são úteis para que possa realizar o mapeamento de parâmetros de estrutura da vegetação, com base em aplicações específicas, como: agricultura de precisão, previsão de produção, irrigação e detecção de plantas daninhas (Weiss; Jacob; Duveiller, 2020; Zhang *et al.*, 2021).

Estudos realizados por Quinaia (2021) a reflectância do pasto no período seco do presente trabalho (diminuição de TBQG e NDVI e aumento de TBQR) o que, provavelmente, está relacionado a diminuição do conteúdo de clorofila nessa condição. No período chuvoso o padrão de reflectância do pasto foi o

oposto, com aumento da reflectância no TBQG e NDVI e diminuição da reflectância no TBQR e TBQB.

Diante dessas afirmativas, o uso do SIG no diagnóstico ambiental, são necessárias utilização de imagens de satélite, que hoje em dia, devido a sua facilidade de obtenção, vêm se transformando em uma importante maneira para se verificar problemas e constatar todas as características de uma bacia hidrográfica, essa análise é realizada através da utilização do sensoriamento remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Portanto, a utilização destas técnicas possibilita uma análise integrada da dinâmica do uso de uma bacia hidrográfica, auxiliando em um melhor planejamento e tomada de decisão dos órgãos competentes (Miguel, Medeiros e Gomes, 2018).

A metodologia sugerida por Almeida; Simões; Ferraz (2019) na pesquisa para a separabilidade dos diferentes níveis de degradação de pastagens N1, N2, N3 e N4, respectivamente leve, moderado, distinto e demasiado distinto, por meio da Análise de Mistura Espectral, permitiu apanhar o mesmo momento dos resultados promissores, com futuro corroboração em campo. Os índices de vegetação NDVI e SAVI apresentaram perfis temporais bastante similares entre si e, por si só, não apresentaram resultados eficientes na separabilidade dos níveis de degradação de pastagens, podendo estes, na permanência dos estudos, serem cruzados com outros índices para a aumento dos resultados.

Segundo Fonseca; Locatelli; Silva Filho (2018), o sensoriamento remoto mostrou-se muito seguro no levantamento do índice de degradação das pastagens, permitindo assim que vastas áreas de pastagens pudessem ser analisadas em curto período e em hierarquia apropriada. O mapa temático de uso e ocupação do solo realizado para o município de Colorado do Oeste e, em contrapartida a classe pastagem, mostrou enorme precisão e fidelidade no processo de classificação, um tanto quanto pôde haver comprovado com a validação dos resultados por meio índice Kappa, atendendo desse modo às necessidades exigidas para este trabalho Os dados coletados em campo demonstraram que a vegetação forneceu um indicativo bom da quantidade de fitomassa a qual, por sua vez, possui relação direta com os níveis de degradação, havendo uma diferença de uma significância entre os níveis identificados pelo sensoriamento remoto.

Os pivôs são essenciais para garantir a segurança hídrica do setor agrícola e promover o desenvolvimento regional, uma vez que se espera que os sistemas centrais de irrigação e pivô continuem a impulsionar a expansão no país (Ana, 2019). Para acompanhar essa evolução crescente é necessário o uso de ferramentas que possam auxiliar na identificação dessas áreas, sendo o sensoriamento remoto uma importante tecnologia para fornecer dados que possam dar suporte a esse mapeamento (Zanotta *et al.*, 2019)

Para a agricultura, a técnica de sensoriamento remoto fornece informações sobre: estimativa de área plantada, produção da lavoura, modelos agrometeorológicos, além de subsidiar o manejo da fazenda na campanha, estado, município ou mesmo a nível de bacia hidrográfica (Ponzoni; Shimabukuro; Kuplich, 2019).

Como apontam Parente e Ferreira (2018), a maioria dos erros de omissão (pastagens não identificadas) em mapas de pastagens usando sensores de baixa resolução espacial está relacionada ao tamanho do pixel, impossibilitando a separação de várias classes em uma pequena área. Nessa perspectiva, o uso de imagens Sentinel 2 (10 m pixels) é uma alternativa válida para aumentar a precisão dos produtos.

Trabalho realizado por Fonseca; Locatelli; Silva Filho (2018), revelou que o sensoriamento remoto se mostrou muito eficaz no levantamento do índice de degradação das pastagens, permitindo que grandes extensões de áreas pudessem ser analisadas em pouco tempo e em escala apropriada.

Desta forma, o sensoriamento remoto tornou-se uma importante ciência extrema para a agricultura, o que nos permite estender nossa capacidade de tomada de decisão por meio da quantificação de parâmetros agrônômicos a partir de georreferenciados, informações reproduzíveis e práticas (Mutanga, Dube e Galal, 2017).

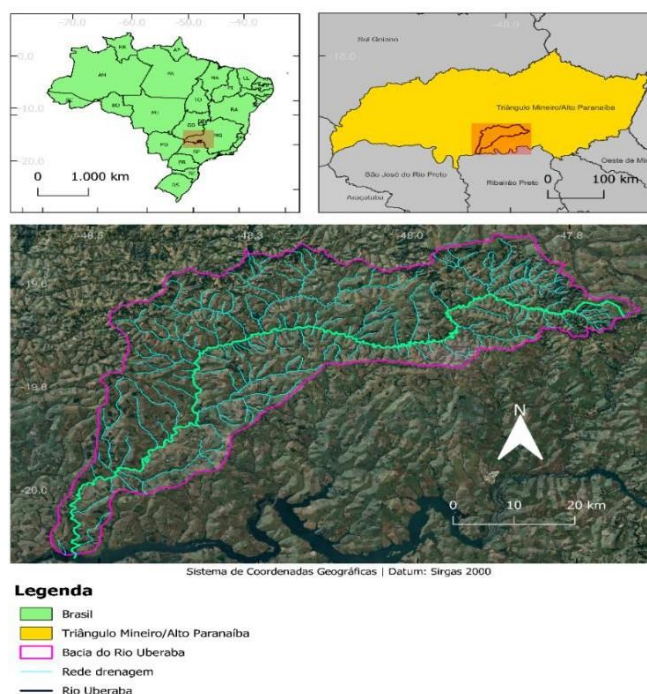
A importância do monitoramento agrícola atua como um método estratégico nas empresas e o sensoriamento remoto pode ser considerado uma ferramenta de gestão, ambiental, agrícola e climática (Quinaia, 2021).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo

O trabalho foi realizado na bacia do Rio Uberaba (Figura 1), em região sob cerrado, situada entre os paralelos 19°30'37" e 20°07'40" de latitude sul e os meridianos de 47°39'02" e 48°34'34" a oeste de Greenwich. Abrange grande parte dos municípios de Uberaba, Veríssimo, Conceição das Alagoas, Campo Florido e parte de Planura, possuindo área aproximada de 2.41299,7074 hectares, destacando-se por sua importância em termos de recursos hídricos e aspectos econômicos ligados às atividades agrícolas.

**Figura 1** - Mapa de localização da área de estudo.



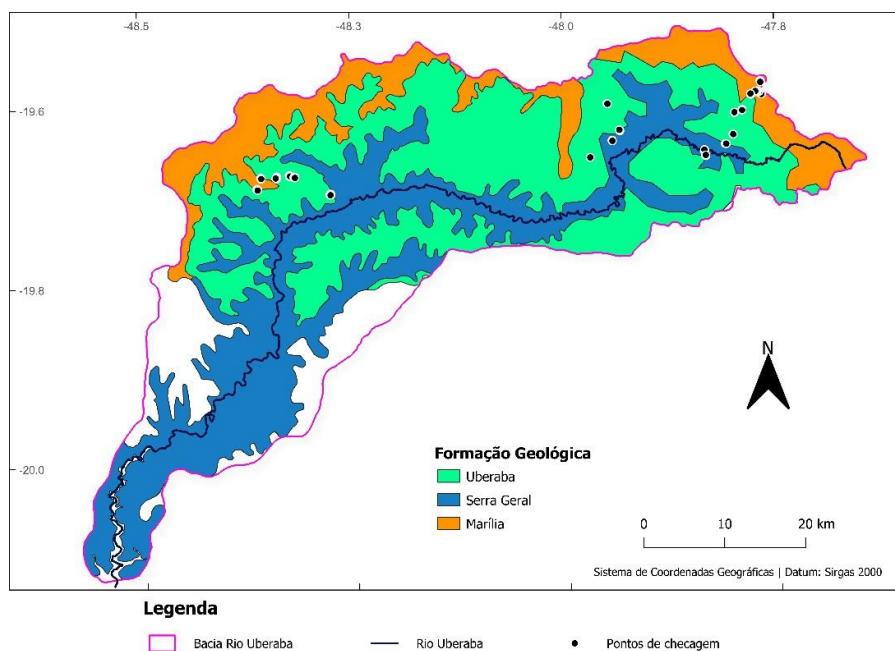
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Na região existem dois regimes climáticos, o primeiro inverno, classificado como frio e seco, e o verão, quente e chuvoso. Em relação às chuvas, a região é caracterizada por um regime chuvoso de outubro a abril, sendo a estação seca de maio a setembro e os meses mais chuvosos de dezembro a janeiro. Segundo a classificação internacional de Koppen, o clima da região é do tipo Aw, isto é, tropical sendo o domínio climático conceituado como semiúmido com 4 a 5 meses secos. A umidade média relativa do ar oscila entre 70% e 75 % sendo

seus valores máximos verificados no mês de dezembro (81%) e mínimos no mês de agosto (52%) (Cruz, 2003).

A Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba encontra-se geologicamente situada na Unidade do Planalto Central do Brasil, inserida em uma bacia sedimentar geotectônica denominada Bacia Sedimentar do Paraná. A área de estudo localiza-se na porção norte/nordeste da referida Bacia Sedimentar, exibindo estratigraficamente rochas pertencentes ao Grupo São Bento (basaltos da Formação Serra Geral) sobrepostas pelos arenitos e conglomerados do Grupo Bauru (arenitos das formações Uberaba e Marília), (Figura2).

**Figura 2** - Mapa de localização da área de estudo com a distribuição das suas geologias e os pontos amostrais georreferenciados no campo.

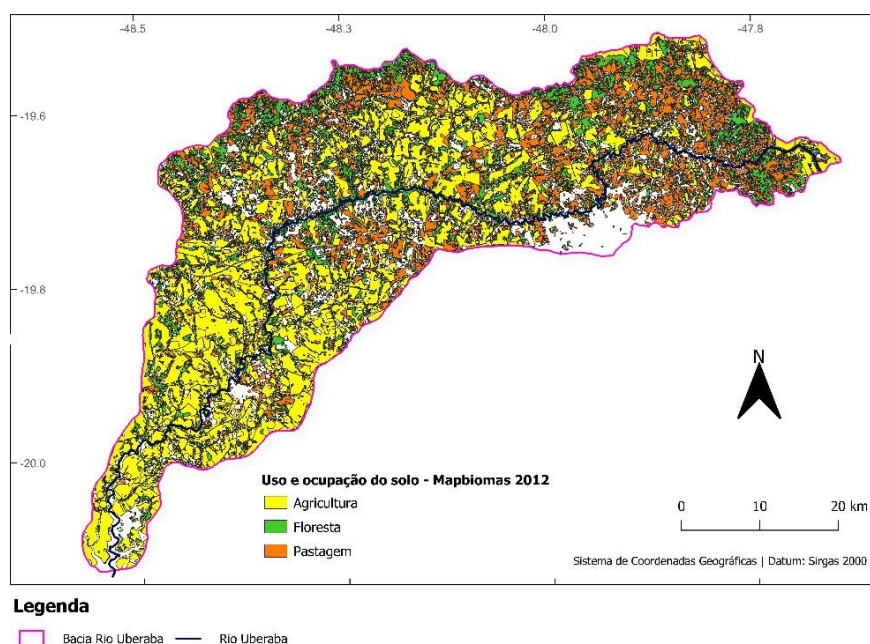


Fonte: Elaborado pela autora (2022).

### 3.2. Aquisição e geração dos dados

Para a determinação das áreas de pastagens na Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba, empregou-se o mapa de uso e ocupação do solo (Figura 3) com resolução espacial de 30x30 metros, fornecido pelo projeto Mapabiomas, referente à coleção 7 e disponível para o ano de 2021 (Tabela 1).

**Figura 3** - Mapa de uso e ocupação do solo na bacia do rio Uberaba-MG.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Posteriormente, a delimitação das formações geológicas foi realizada com base no mapa fornecido pelo Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDESISEMA) (Tabela 1). Para utilizar as formações geológicas no formato vetorial na identificação das pastagens degradadas, procedeu-se:

a) aquisição dos dados assegurando-se que os dados estejam no mesmo sistema de projeção que os outros dados utilizados no estudo (Sistema de coordenadas geográficas, datum SIRGAS 2000).

b) preparação dos dados em um software de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) QGIS 3.16 verificando se as formações estão corretamente categorizadas e rotuladas;

c) integração dos dados do mapa de uso e ocupação do solo e o mapa das áreas de pastagens degradadas, gerado a partir do Índice de Brilho (BI) no Google Earth Engine (GEE);

d) realização da interseção, cruzamento dos mapas entre as camadas de uso e ocupação do solo, pastagens degradadas e formações geológicas, gerando um novo mapa que contém informações detalhadas sobre a relação entre as

áreas de pastagens degradadas e as respectivas formações geológicas, referindo-se ao Crosstab.

**Tabela 1** - Compilação dos dados geográficos utilizados na tabulação cruzada.

<b>Tipo dos dados</b>	<b>Finalidade dos dados</b>	<b>Fonte</b>	<b>URL da internet Website</b>
Mapa de cobertura e uso do solo (pixel de 30x30m) gerados à partir de imagens Landsat no GEE – MAPBIOMAS coleção 6.0	Delimitar a área de pastagem a ser analisada	Gerado a acessados a partir da plataforma do GEE	<a href="https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users%2Fmapbiomas%2Fuser-toolkit&amp;scriptPath=users%2Fmapbiomas%2Fuser-toolkit%3Amapbiomas-user-toolkit-lulc.js">https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users%2Fmapbiomas%2Fuser-toolkit&amp;scriptPath=users%2Fmapbiomas%2Fuser-toolkit%3Amapbiomas-user-toolkit-lulc.js</a>
Mapa Geológico do Estado de Minas Gerais	Separação das geologias dentro da Bacia do Rio Uberaba	Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos	<a href="https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/w_ebgis">https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/w_ebgis</a>
Mapas de pastagem degradada da Bacia do Rio Uberaba do ano de 2019	Cálculo de área degradada e análise Crosstab	Valle Junior et al (2019)	<a href="https://code.earthengine.google.com/1bdf3b6d53ac316eeda57bb345a3247a">https://code.earthengine.google.com/1bdf3b6d53ac316eeda57bb345a3247a</a>

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

O processamento para a elaboração dos mapas foi realizado em rotina elaborada em Java script no menu editor de códigos do GEE, em que possui um catálogo público com milhares de imagens em escala planetária (GEE, 2020; Gorelick *et al.*, 2017). Desta forma, o GEE surge como facilitador na busca de imagens a possibilitar o recorte automático de imagens baseado na área de interesse, filtro por período de análise, cálculo do TBQG, exportação dos dados em formato raster e planilha de dados, cálculo do Brightness - Tasseled Cap, extração de estatísticas zonais.

No processamento dos dados, mediante sequência do algoritmo gerado no GEE proceder-se da seguinte maneira : a) entrada de dados, composta pelos

três Shapefile da pastagem ocupada nas formações geológicas carregados na plataforma GEE; b) definição do período de análise correspondendo ao ano de 2021 (01/jan/2021 à 31/dez/2021); c) identificação da pasta dos arquivos de saída e das imagem e planilha; d) seleção da pastagem na formação geológica a ser processada ; e) seleção da percentagem máxima de cobertura de nuvens admissível na imagem a ser selecionada.

O Google Earth Engine (GEE) extraiu automaticamente o índice de brilho das imagens Landsat 8 capturadas em 2021 nas áreas de pastagens da bacia do rio Uberaba com discriminação do tipo geológico.

Neste estudo utilizou-se a metodologia desenvolvida por Kauthe;Thomas (1976), em que se empregou o uso do Brilho (BI) (Equação 1), obtido por meio da transformação de Tasseled Cap, utilizando dados de sensores do satélite Landsat 8 para estimar de forma indireta as perdas por erosão. Esse método reduz dados de várias bandas multiespectrais em um conjunto de componentes, como o brilho, o índice de vegetação, a umidade e o dossel da planta, permitindo diferenciar os níveis de erosão do solo em várias classes de uso do solo e indicar o estado de degradação.

Usando a equação 1)

$$(1) BI = (\text{blue} * 0,329) + (\text{green} * 0,2786) + (\text{red} * 0,4733) + (NIR1 * 0,5599) + (SWIR1 * 0,508) + (SWIR2 * 0,1872)$$

Onde, os termos "blue (azul)", "green (verde)", "red (vermelho)", "NIR1", "SWIR1" e "SWIR2" são bandas espectrais representadas por números digitais sem dimensão. Calculando algumas imagens Landsat 8 selecionadas ao longo do ano.

As equações aplicadas aos mapas raster de índice de brilho foram produzidos pelo script no GEE para as formações Marília (2), Uberaba (3) e Serra Geral (4) foram ajustadas nas respectivas equações de perdas de solo, conforme trabalho desenvolvido por Vieira, *et al.* (2020):

$$\text{Formação Marília: Perda de Solo} = -6,415 + (25,05 * \text{Brilho}) \quad (2)$$

$$\text{Formação Uberaba: Perda de Solo} = 0,8652 + (2,951 * \text{Brilho}) \quad (3)$$

$$\text{Formação Serra Geral: Perda de Solo} = 0,8315 + (1,64 * \text{Brilho}) \quad (4)$$

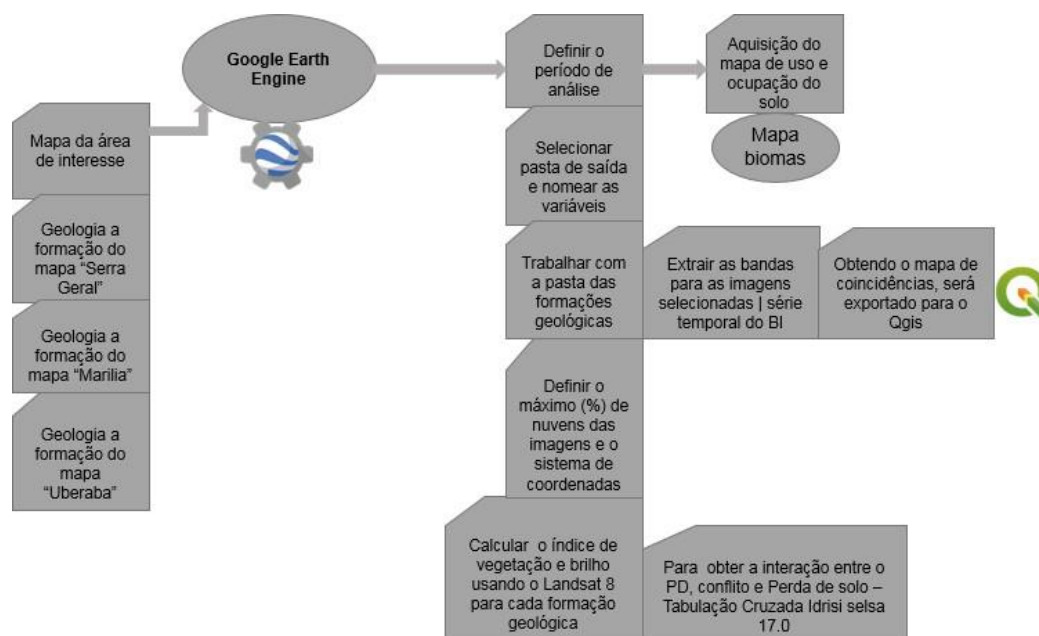
Para obter os valores de pastagens degradadas, foram utilizadas 32 imagens de satélite Landsat 8, com resolução temporal de 15 dias e espacial de 30 metros que foram processadas em nuvem e estas separadas por geologia, visando medir a eficiência de detecção do índice de vegetação TBQG (Equação 5), assim gerando os mapas de pastagens degradadas utilizando a metodologia de Quinaia (2021).

$$TBQG = \frac{\text{Green}}{(\text{Red}+\text{Blue})} \quad (5)$$

Esse índice de vegetação visível é proveniente de uma modificação no denominador do índice de cor (Woebbecke *et al.*,1995). De acordo com as equações 6 que representam a quantidade de reflectância que foi refletida no Green (verde) e considerando o que foi refletida das outras bandas (vermelho e azul).

$$G = \frac{\text{Green}}{(\text{Red}+\text{Blue}+\text{Green})} \quad (6)$$

**Figura 4 - Fluxograma de manuseio do trabalho.**



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Para as identificações das classes de conflito descritas na Tabela 2, foi utilizado a classificação descrita por Valle Junior (2008).

**Tabela 2** - Classificação das áreas de conflito - degradação ambiental.

<b>Classes de Conflito</b>	<b>Recomendações</b>
Classe 1	Apresentam riscos ou limitações permanentes severas quando usadas para culturas anuais e pastagens, seu uso deve ser norteado pela implementação de técnicas conjuntas de conservação do solo (caráter vegetativo, mecânico).
Classe 2	Terras impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagem nativa, reflorestamento ou preservação ambiental.
Classe 3	Terras impróprias para cultivos intensivos e pastagens, mas ainda adaptadas para reflorestamento ou preservação ambiental.

Fonte: Valle Junior (2008).

A interação entre pastagem degradada com conflito e erosão foi avaliada por meio da tabulação cruzada, utilizando o Crosstab que um comando no *Software* IDRISI SELVA 17.0, que permitiu explorar as coincidências entre pastagens degradadas, perdas de solo e conflitos de uso dos solos nas formações geológicas, sendo que quanto maior a interseção e menor a exceção entre os mapas melhor é sua eficiência.

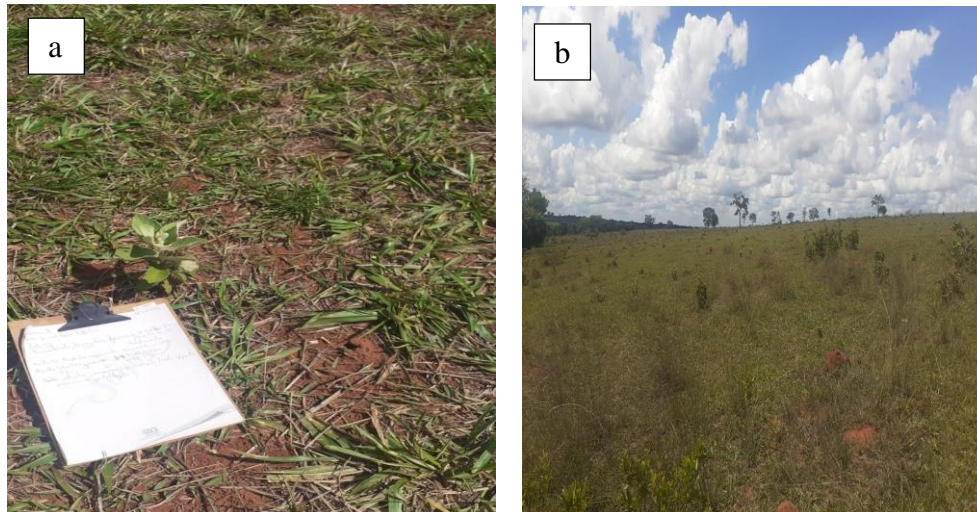
### **3.3. Dados de campo para validação dos resultados**

A verificação da verdade terrestre foi realizada por meio da obtenção dos dados da resistência à penetração no solo (RP), através do penetrômetro digital modelo PLG 1020 penetro LOG fabricado pela empresa Falker Automação, o qual foi operado manualmente, com uma faixa de profundidade de teste da penetração de 0-60cm. Em cada ponto coletado foram aferidos no mínimo em três pontos de coletas através de uma seleção aleatória de 87 locais nas respectivas geologias, permitindo assim criar um conjunto de dados de pontos dentro da Bacia do Rio Uberaba. Com os valores da resistência à penetração deu-se procedência a classificação da degradação, podendo-se calcular os acertos nas geologias.

As aferições da resistência à penetração foram realizadas em novembro e dezembro de 2022, posteriormente em fevereiro de 2023, com até 4 dias após a precipitação, para que o solo estivesse na capacidade de campo, e assim foram realizadas as mensurações de resistência à penetração. Esse período se deu por escolha por ser no período chuvoso pois facilita as coletas da resistência à penetração. Segundo Quinaia (2021) os melhores resultados obtidos com o uso do TBQG se deram no período chuvoso.

Foi possível identificar as áreas de pastagens não degradadas e pastagens degradadas, sempre com muitos critérios, uma vez que, nem sempre são visíveis os sinais de pastagem degradada. Nas formações geológicas para identificação de forma visual das áreas com pastagens degradadas eram observadas a presença de plantas invasoras, áreas com solo exposto, presença de muitos cupinzeiros, baixa densidade de plantas e baixa massa de forragem (Figura 5).

**Figura 5** - Características das fisionomias das áreas de Pastagens degradadas. a) solo exposto, baixa densidade de plantas e baixa massa de forragem; b) presença de cupinzeiros e plantas invasoras e baixa massa de forragem.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Nas áreas sem sinais de degradação de pastagem ou com a presença do mínimo deles, foram classificadas como pastagens não degradadas. Nestas áreas, geralmente a pastagem apresenta coberturas mais homogêneas do dossel e coloração verde mais vistoso (Figura 6). Cada fisionomia de pastagem (degradada e não degradada) e cada formação geológica foram georreferenciadas com auxílio de um GPS Garmin.

**Figura 6** - Coleta da Resistência à penetração em área de pastagem não degradada (1) e características das fisionomias de área de pastagem não degradada (2).



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Para comparação das resistências medidas com limiares definidos como pastagem degradada e pastagem não degradada (Tabela 1), de acordo com Valle Junior *et al.* (2019) foi possível classificar a fisionomia das pastagens no local como não degradada e degradada (limiares podem ser visualizados na Tabela 1).

#### 4 RESULTADOS

A taxa de acerto foi de 79,31% dos pontos amostrais. A porcentagem de acerto variou com a formação geológica, sendo de 81,48;74,00 e 100% respectivamente para as formações Marília, Uberaba e Serra Geral. Essas abordagens permitiram a identificação precisa das áreas de pastagens e das respectivas formações geológicas, proporcionando informações essenciais para análises e estudos relacionados à ocupação do solo e à dinâmica ambiental na região da bacia do rio Uberaba.

**Tabela 3** - Dados da validação do mapa de pastagem degradada a nível de campo da bacia do rio Uberaba.

<b>Formação</b>	<b>Acerto (Unid.)</b>	<b>Erro (Unid.)</b>	<b>Total (Unid.)</b>	<b>Acerto (%)</b>
Marília	22	5	27	81,48
Uberaba	37	13	50	74,00
Serra Geral	10	0	10	100,00
<b>Total</b>	<b>69</b>	<b>18</b>	<b>87</b>	<b>79,31</b>

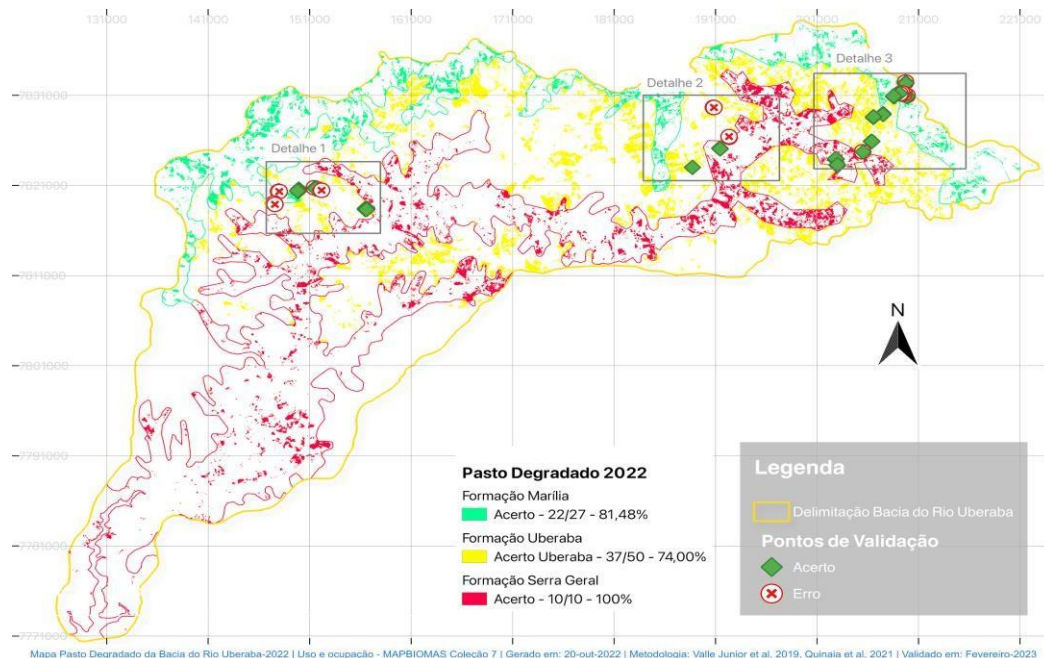
Fonte: Elaborado pela autora (2023).

No trabalho realizado por Valle Júnior *et al.* (2019) as áreas mapeadas como pastagens degradadas na bacia do rio Uberaba foram submetidas a verificação de campo em 38 locais de validação, utilizando a resistência à penetração como parâmetro de validação, com 84,1% de acerto utilizado a metodologia do NDVI. Em contrapartida, comparando-se a utilização do NDVI que é um bom indicador de pastagem degradada, com o índice de vegetação do visível total do verde (TBQG), também se mostrou eficiente no diagnóstico de pastagens degradadas a partir de imagens de satélite orbital.

A partir do mapa de pastagem degradada (Figura 6) foi realizada a análise cruzada entre os mapas gerados com a verdade de campo, a fim de quantificar áreas semelhantes e excedentes. Nesse sentido, quanto maior a interseção e menor exceção entre os mapas melhor é sua eficiência. Sendo que na formação

Marília, Uberaba e Serra Geral, obteve-se um acerto de 81,48, 74,00 e 100% de acerto respectivamente.

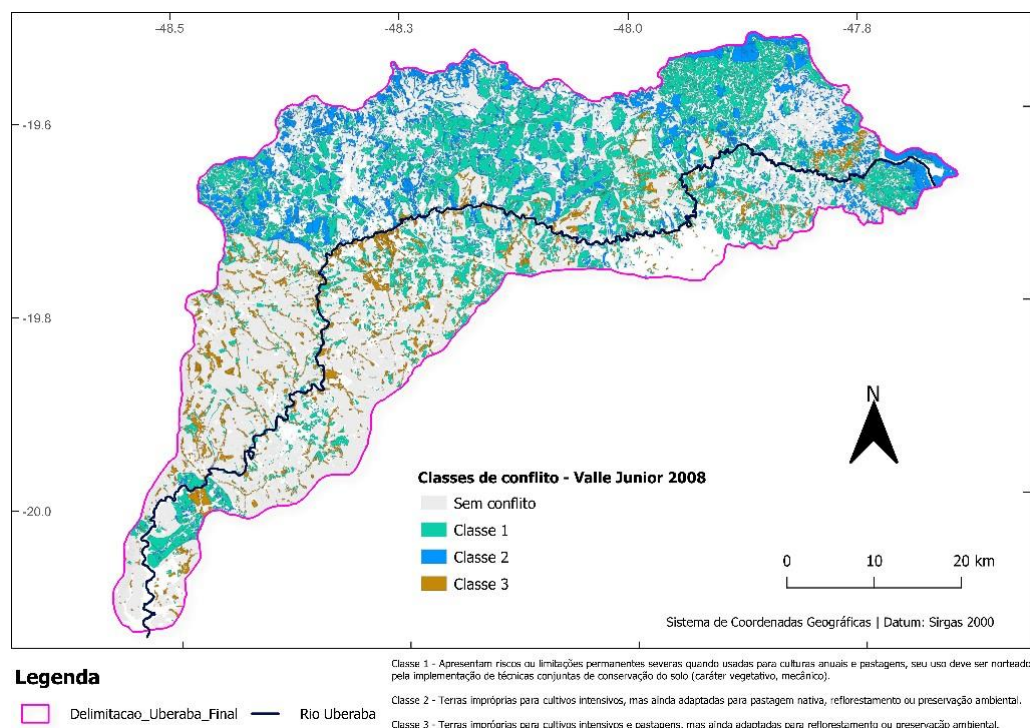
**Figura 7** - Mapa de Pastagem Degradada da bacia do rio Uberaba para o ano de 2021.



Fonte: Fonte: Elaborado pela autora (2023).

É possível observar as áreas de conflito ambiental (Figura 8), segundo a classe de conflito 1, conflito 2 e conflito 3, em que cada ponto de coleta foi selecionado considerando-se a existência ou não de conflito ambiental ao longo da bacia do rio Uberaba. Onde se nota a maior área de conflito de classe 1 e classe 2 (Figura 8).

**Figura 8** - Mapa de conflitos ambientais quanto ao uso e ocupação dos solos, na bacia do rio Uberaba, no ano de 2021.



Fonte: Adaptado Valle Junior. (2008).

Os dados obtidos para o ano de 2021 a partir do índice TBQG, revelaram que 45,08% (36.767,44ha) das pastagens na bacia do Rio Uberaba estavam degradadas, enquanto 54,92% (44.783,87ha) estavam em condições não degradadas, totalizando uma área de pastagem de 81.551,31ha. Comparativamente, Quinaia (2021) utilizando imagens Landsat 8 referentes ao ano de 2019 e empregando o índice TBQG para avaliar a degradação da pastagem APA do Rio Uberaba, mostraram que 64,8% das pastagens na região estavam degradadas, sendo a ocupação de pastagens de 55,4%.

**Tabela 4** - Distribuição da pastagem degradada nas formações geológicas, análise das classes de conflito e áreas suportadas.

Classe de Conflito	Formação Marília		Formação Serra Geral		Formação Uberaba	
	Área Simultânea (ha)	Área total pastagem (%)	Área Simultânea (ha)	Área total pastagem (%)	Área Simultânea (ha)	Área total pastagem (%)
-3	15,81	0,22	12,67	0,12	9,52	0,048
-2	92,19	1,3	63,93	0,62	81,52	0,41
-1	600,95	8,53	5163,17	50,18	5514,17	28,37

0	4.386,09	62,26	3.545,85	34,46	10.330,46	53,15
1	1.786,13	25,35	1.401,04	13,61	3.084,72	15,87
2	162,36	2,3	101,79	0,98	413,29	2,12
3	1,16	1,64	0,71	0,006	0,44	0,002
<b>Pastagem degradada (PD)</b>	7.044,16	43,8	10.289,16	45,7	19.434,12	45,25
<b>Área Total (PD)</b>	36.767,44					
<b>Pastagem não degradada (PND)</b>	9.039,74	56,2	12.227,62	54,3	23.516,51	54,75
<b>Área Total (PND)</b>	44.783,87					
<b>Área total de pastagem</b>	16.083,90		22.516,78		42.950,63	

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Além disso, Valle Junior *et al.* (2019) utilizando imagens MOD134Q1 como referência para o ano de 2016 na APA do Rio Uberaba, a partir do índice NDVI, constatou que, em 2016, 59,5% das pastagens na região estavam degradadas, sendo a ocupação de pastagens de 50,9%.

Essa análise dos dados revela uma tendência de aumento na degradação da pastagem ao longo do tempo na região. Essas variações temporais podem ser atribuídas a diversos fatores, incluindo mudanças no uso da terra, falta de práticas de manejo do solo, pressão humana, dentre outras.

Os resultados (Tabela 4) evidenciam que, na classe de conflito 0, que representa áreas sem conflito ambiental, há uma alta proporção de pastagem degradada em todas as formações geológicas. Isso deve-se que nestas áreas houve a implementação da pastagem sem os devidos cuidados adequados com respeito as práticas de conservação do solo, ocorrendo desta forma maior degradação. Assim sendo, é importante considerar estratégias específicas de manejo e conservação do solo em áreas de pastagens em cada formação geológica.

As áreas com classes de conflito negativo (Tabela 4), podem representar oportunidades de expansão agrícola controlada e sustentável, enquanto as áreas com classes de conflito positivo devem receber atenção especial para evitar a destruição e promover a recuperação da pastagem. A formação geológica, as classes de conflito negativas (-3;-2;-1) são classificadas por Valle

Júnior (2008) como possíveis zonas de expansão agrícola, não se esquecendo porém da questão da legislação ambiental vigente quanto ao uso e ocupação dos solos (LULC).

A relação entre as classes de conflito e a pastagem degradada varia entre as formações geológicas. Notavelmente, nas zonas de conflito 1 em cada formação geológica, os valores de pastagens degradadas aumentam. Isso pode sugerir que, à medida que o nível de conflito ambiental aumenta, a probabilidade de ocorrência de pastagem degradada também se eleva. Essa relação pode ser explicada por diferentes fatores, como pela ausência de práticas de manejo do solo, maior pressão humana ou condições ambientais desfavoráveis. No entanto, é importante considerar que a formação geológica em si pode influenciar a ocorrência de pastagem degradada. Diferentes formações geológicas apresentam características distintas, como tipo de solo, relevo e disponibilidade de recursos hídricos, que podem afetar a sustentabilidade da pastagem.

Nas áreas de pastagens degradadas as perdas por erosão são mais elevadas em todas as formações geológicas (Tabela 5). Nas formações geológicas Uberaba, Serra Geral e Marília as perdas por erosão da pastagem degradada quando comparada com a pastagem não degradada são mais elevadas 3,66, 3,21 e 0,14 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente.

**Tabela 5** - Ocorrência da perda de solo nas áreas de pastagem degradada e pastagem não degradada nas formações geológicas da bacia do rio Uberaba.

Formação	Pastagem degradada	Pastagem não degradada	Diferença	Diferença
	t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	(%)
Marília	4.11	3.97	0.14	3,4
Serra Geral	4.68	1.47	3.21	68,58
Uberaba	5.73	2.07	3.66	63,87

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Na formação Marília, observa-se que a ocorrência de perda de solo é maior nas áreas de pastagens degradadas, com um valor de  $4,11 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Por outro lado, nas áreas de pastagens não degradadas, a ocorrência de perda de solo é comprimida, com um valor de  $3,97 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . A diferença entre as duas categorias é de  $0,14 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , representando um aumento de 3,4% nas áreas de pastagens degradadas em relação às áreas de pastagens não degradadas.

Na formação Serra Geral, a diferença é mais expressiva. Nas áreas de pastagens degradadas, a ocorrência de perda de solo é de  $4,68 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , enquanto nas áreas de pastagens não degradadas, esse valor é significativamente menor, com  $1,47 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . A diferença entre as duas categorias é de  $3,21 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , representando um aumento de 68,58% nas áreas de pastagens degradadas em comparação com as áreas de pastagens não degradadas.

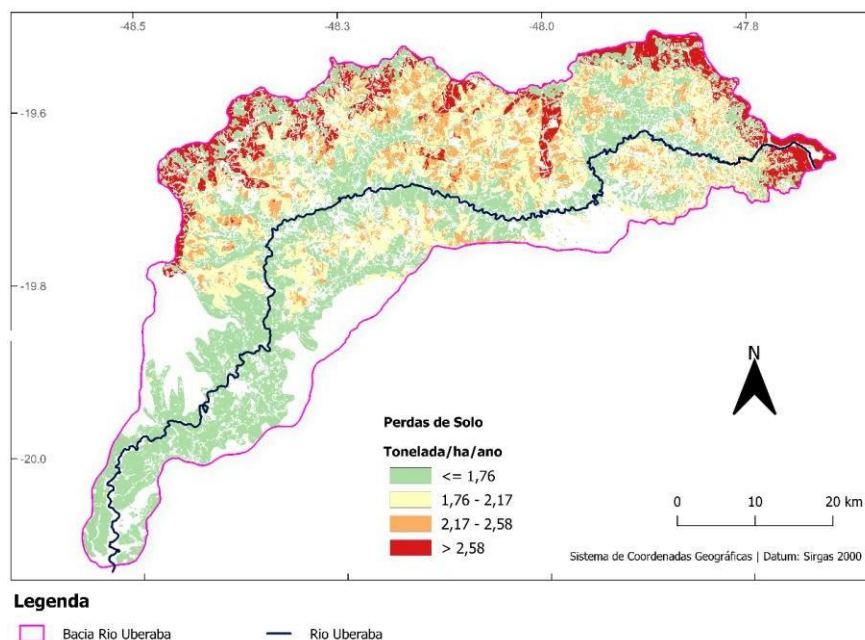
Na formação Uberaba, também é observada diferença considerável na perda de solo. Nas áreas de pastagens degradadas, a ocorrência de perda de solo é de  $5,73 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , enquanto nas áreas de pastagens não degradadas, esse valor é de  $2,07 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . A diferença entre as duas categorias é de  $3,66 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , representando um aumento de 63,87% nas áreas de pastagens degradadas em relação às áreas de pastagens não degradadas.

Esses resultados indicam que a ocorrência de perda de solo é significativamente maior nas áreas de pastagens degradadas em comparação com as áreas de pastagens não degradadas nas formações geológicas da bacia do rio Uberaba. As diferenças observadas na perda de solo ressaltam a importância de abordar a degradação da pastagem como um fator que contribui para as perdas de solo, destacando a necessidade de práticas de manejo e conservação dessas áreas para reduzir o rendimento do solo e promover a sustentabilidade agrícola.

Aplicadas aos mapas raster de índice de brilho produzidos pelo script GEE permitiu a geração de mapas de perda de solo baseados no índice de brilho (Figura 9). Pastagens degradadas são sujeitas a erosão intensiva. Assim, os limites para perdas de solo de pastagens degradadas foram equacionados ao limite inferior das classes de perda de solo na formação Serra Geral ( $\leq 1.76 \text{ t}$

ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), Uberaba (> 1.76 < 2.58 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e na formação de Marília (> 2.58 > t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>).

**Figura 9** - Mapa de Perda de Solo na bacia do rio Uberaba.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Observamos na tabela 6, na formação Marília, que as maiores áreas de ocorrência de perdas de solo estão associadas à classe 4 (> 2,58 t/ha), juntamente com os conflitos 0, 1 e 2. Isso indica que, nestas áreas com maior conflito, há uma tendência de ocorrer perdas de solo mais elevado. Essa relação pode ser atribuída às práticas seguidas de manejo, como o uso intensivo de maquinário pesado e a falta de adoção de técnicas de conservação do solo.

**Tabela 6** - Tabulação cruzada entre conflito e perda de solo nas formações geológicas da bacia do rio Uberaba.

Formação	Classe de Conflito	Perdas t.ha <sup>-1</sup> (área ocupada ha)			
		1 - < 1.76 t.ha <sup>-1</sup>	2-1.76 a 2.17t.ha <sup>-1</sup>	3 - 2.17 a 2.58t.ha <sup>-1</sup>	4 - > 2.58th <sup>-1</sup>
Marília	-3	139,36	39,62	13,74	5,3
	-2	2.063,52	693,32	200,37	125,88
	-1	977,98	383,59	154,37	787,49
	0	620,26	644,62	672,29	6.654,21
	1	64,78	241,08	319,79	4.957,12
	2	15,9	40,16	73,5	4.554,75

	3			0,35	48,34
Serra Geral	-3	3.631,73			
	-2	4.693,40			
	-1	9.060,10	1,34		
	0	32.050,13	124,81		
	1	8.292,85	167,53		
	2	1.114,44	8,99		
	3	411,67			
Uberaba	-3	1.796,56	265,25	3,32	
	-2	5.517,05	1.266,32	22,02	0,08
	-1	2.802,38	5.962,16	1.966,35	0,71
	0	1.423,62	18.562,53	7.983,98	62,83
	1	121,79	11.313,64	8.682,49	576,44
	2	4,31	1.218,23	1.321,33	7,1
	3		13,3	4,4	

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Na formação Serra Geral, a maior área de ocorrência de perdas de solo está na classe 1 (< 1,76 t/ha), relacionada aos conflitos 0, 1 e 2. Essa formação, conhecida por sua maior fertilidade natural, pode contribuir para menores valores máximos de perdas de solo. Isso indica que, mesmo em áreas com menor conflito ambiental, a adoção de práticas de manejo controlado é essencial para evitar a degradação do solo.

Na formação Uberaba, as maiores áreas de ocorrência de perdas de solo estão nas classes 2 e 3 (1,76 a 2,17 t/ha; 2,17 a 2,58 t/ha), também relacionadas aos conflitos 0, 1 e 2. Esses resultados sugerem que essa formação apresenta uma faixa mais ampla de perdas de solo em comparação com as outras formações. Isso pode ser influenciado por fatores como características do solo, práticas de manejo específicas e pressões ambientais locais.

Na formação Marília, é observado que as maiores áreas de ocorrência de perdas de solo estão associadas a perda de (> 2,58 t/ha), juntamente com os conflitos 0, 1 e 2. Isso indica que, nestas áreas com maior conflito, há uma tendência de ocorrer perdas de solo mais elevado. Essa relação pode ser atribuída às práticas seguidas de manejo, como o uso intensivo da área e a falta de adoção de técnicas de conservação do solo.

Essas diferenças na perda de solo destacam a importância de considerar as características específicas de cada formação geológica ao analisar as relações

entre perdas de solo, conflito ambiental e práticas de manejo. As estratégias de conservação do solo e as práticas de manejo devem ser adaptadas às características particulares de cada formação, a fim de reduzir as perdas de solo e minimizar os efeitos negativos do conflito ambiental. Portanto, esses resultados fornecem insights importantes para orientar o planejamento e a implementação de medidas de manejo sustentável do solo em diferentes formações geológicas, considerando o complexo entre perdas de solo, conflito ambiental e características locais do solo. Mais pesquisas são necessárias para aprofundar a compreensão dessas relações e desenvolver estratégias mais eficazes de conservação do solo, promovendo a sustentabilidade das práticas agropecuárias nas diferentes formações geológicas.

A validação em campo das perdas de solo do índice de brilho (BI) evidencia o desempenho do BI, esses resultados permitem responder se o BI superestimou as perdas médias de solo (Tabela 7). Denotam desempenhos modestos, sugerindo a necessidade de melhorar as estimativas de perda de solo usando métodos cartográficos seja por meio do BI ou o ULSE que é o método universal para melhorar os desempenhos de validação.

**Tabela 7** - Validação das perdas de solo estimadas pelo índice de brilho.

Formação geológica	Pontos de verdade terrestre	X UTM coordenadas	Y UTM coordenadas	Máxima resistência à penetração	Fisionomia	Modelo do índice de brilho (BI)	Validação
						Perda média do solo t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	
Marília	1	0209714	7832532	3604	Não degradado	1,62130	Valido
	2	0209705	7832523	3766	Não degradado	1,62130	Valido
	3	0209711	7832461	5267	Falso	0,78955	Não válido
	4	0209742	7832424	4045	Não degradado	2,56205	Valido
	5	0209776	7832358	4547	Não degradado	2,35887	Valido
	6	0209742	7832355	3650	Não degradado	2,35887	Valido
	7	0209835	7830986	3348	Não degradado	4,98541	Valido
	8	0209872	7830964	3434	Não degradado	3,97700	Não válido
	9	0209882	7830913	4145	Degradado	4,04845	Valido
	10	0209891	7830859	5661	Degradado	4,13289	Valido
	11	0209499	7831105	4377	Degradado	3,74946	Valido
	12	0209492	7831146	6435	Degradado	3,32496	Valido
	13	0209525	7831179	6156	Degradado	2,87748	Valido
	14	0209580	7831200	3859	Degradado	3,61561	Não válido
	15	0209551	7831199	4130	Degradado	2,91012	Valido
	16	0209601	7831159	5336	Degradado	3,79437	Valido
	17	0209388	7831214	4687	Degradado	3,98231	Valido
	18	0209400	7831255	4880	Degradado	4,01924	Valido

Formação geológica	Pontos de verdade terrestre	X UTM coordenadas	Y UTM coordenadas	Máxima resistência à penetração	Fisionomia	Modelo do índice de brilho (BI)	Validação
						Perda média do solo t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	
		m	m	(KPa)			
	19	0209361	7831272	3874	Degradado	4,57632	Não válido
	20	0209319	7831200	6659	Degradado	3,21381	Valido
	21	0209252	7831152	5475	Degradado	4,86434	Valido
	22	0209215	7831152	4462	Degradado	4,53816	Valido
	23	0209175	7831171	3758	Degradado	4,82998	Não válido
	24	0209124	7831224	6179	Degradado	3,14996	Valido
	25	0208581	7830817	6342	Degradado	3,79429	Valido
	26	0208528	7830859	5243	Degradado	4,40571	Valido
	27	0208539	7830913	3588	Não degradado	1,67310	Valido
Uberaba	28	0207505	7828965	3898	Não degradado	1,95321	Valido
	29	0207478	7828920	4145	Não degradado	2,10271	Valido
	30	0207499	7828867	5119	Degradado	1,89322	Valido
	31	0206547	7828547	6489	Degradado	2,00365	Valido
	32	0206586	7828596	7185	Degradado	2,02199	Valido
	33	0206551	7828614	4176	Degradado	2,00408	Valido
	34	0206341	7825896	4478	Degradado	2,17248	Valido
	35	0206376	7825860	4787	Degradado	2,10083	Valido
	36	0206406	7825889	7007	Degradado	2,00142	Valido
	37	0205404	7824732	3410	Não degradado	2,27801	Valido
	38	0205479	7824736	5267	Degradado	2,62641	Não válido
	39	0205544	7824713	6636	Degradado	2,55526	Valido
	40	0202817	7823844	5630	Degradado	2,08813	Valido
	41	0202884	7823914	6172	Degradado	2,11174	Valido
	42	0202836	7823985	6280	Degradado	2,10664	Valido
	43	0202955	7823246	6187	Degradado	1,95893	Valido
	44	0203031	7823216	6195	Degradado	1,93633	Valido
	45	0203013	7823319	6110	Degradado	1,93075	Valido
	46	0777077	7821760	5620	Degradado	2,15941	Valido
	47	0777079	7821720	5630	Degradado	2,11125	Valido
	48	0777048	7821667	3364	Não degradado	2,02299	Não válido
	49	0777093	7821620	4130	Degradado	2,03309	Valido
	50	0777126	7821645	3488	Não degradado	2,01926	Não válido
	51	0776513	7820331	2884	Não degradado	2,06797	Valido
	52	0776556	7820343	3209	Não degradado	2,12059	Não válido
	53	0776568	7820405	2304	Não degradado	2,14413	Não válido
	54	0776655	7820321	2552	Não degradado	2,05656	Valido
	55	0776651	7820240	3163	Não degradado	2,09458	Não válido
	56	0779051	7821843	6009	Degradado	2,10649	Valido
	57	0779064	7821779	5429	Degradado	1,99718	Valido
	58	0779053	7821671	5383	Degradado	2,15629	Valido
	59	0778984	7821583	6048	Degradado	2,16974	Valido
	60	0778914	7821653	6388	Degradado	2,15130	Valido
	61	0780683	7821789	2111	Não degradado	2,08769	Valido
	62	0780604	7821843	3047	Não degradado	2,09214	Valido
	63	0780576	7821944	2884	Degradado	2,03174	Não válido
	64	780668	7821947	3039	Não degradado	2,24854	Valido
	65	0780697	7821840	2389	Não degradado	2,18983	Valido
	66	0781175	7821649	4222	Degradado	2,16499	Valido
	67	0781174	7821714	3534	Não degradado	2,14720	Valido
	68	0781202	7821763	5677	Degradado	2,25093	Valido
	69	0781323	7821706	3302	Não degradado	2,11254	Valido

Formação geológica	Pontos de verdade terrestre	X UTM coordenadas	Y UTM coordenadas	Máxima resistência à penetração	Fisionomia	Modelo do índice de brilho (BI)	Validação
						Perda média do solo t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	
	70	0781295	7821637	5267	Não degradado	2,19109	Não válido
Serra geral	71	0785540	7819344	6682	Degradado	1,39840	Valido
	72	0785508	7819403	4540	Degradado	1,48481	Valido
	73	0785557	7819489	4965	Degradado	1,45170	Valido
	74	0785665	7819478	6311	Degradado	1,45946	Valido
	75	0785700	7819395	4377	Degradado	1,47349	Valido
	76	0785629	7819345	4021	Degradado	1,50714	Valido
	77	0188718	7823006	2552	Não degradado	1,51528	Valido
	78	0191417	7825143	1800	Não degradado	1,57505	Valido
	79	0191404	7825093	3031	Não degradado	1,51401	Valido
	80	0191455	7825053	2181	Não degradado	1,56750	Valido
Uberaba	81	0192380	7826293	2776	Não degradado	2,19222	Valido
	82	0192338	7826340	2560	Degradado	2,19495	Não válido
	83	0192326	7826424	2900	Degradado	2,15348	Não válido
	84	0190758	7829686	3008	Não degradado	2,29912	Valido
	85	0190783	7829664	2707	Degradado	2,33024	Não válido
	86	0190783	7829664	3403	Degradado	2,33024	Não válido
	87	0190839	7829645	3225	Degradado	2,32720	Não válido

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

As áreas que apresentam solo exposto ocasionam perda da qualidade produtiva do solo, que vem sendo construído a décadas e causam processos de degradação do meio, muitas vezes, irreversíveis (Pacheco *et al.*, 2018). O não respeito da aptidão de uso dos solos tem gerado conflito ambiental e nestas áreas ocorre maior incidência de perdas por erosão e consequente aumento da degradação da pastagem. Para minimizar os efeitos do desrespeito à idoneidade do solo, nomeadamente a erosão do solo, é necessário o desenvolvimento de medidas práticas de conservação do solo e iniciativas legais de reparação de danos socioambientais como o princípio do poluidor-pagador (Valera *et al.*, 2019).

## 5 DISCUSSÃO

A detecção e análise das mudanças na vegetação são realizadas para avaliação dos recursos naturais e monitoramento do dossel das áreas de pastagens (Weber; Schaepman-Strub; Ecker, 2018; Lopes *et al.*, 2020; Santana; Laurentino; Galvíncio, 2013).

A arquitetura da raiz interfere na resistência à penetração do solo, afetando o crescimento da cultura e sua produtividade (Colombi *et al.*, 2018). O pastejo intensivo interfere na compactação do solo, ampliando a resistência à penetração já aumentada pela estrutura radicular, e promovendo escorrimento e erosão do solo na sequência (Pilon *et al.*, 2017). A determinação da resistência à penetração por meio de um penetrômetro de campo tem se mostrado uma importante ferramenta prática na previsão da compactação em pastagens (Benevenuto *et al.*, 2020).

Nos estudos realizados por Quinaia (2021), os índices baseados no espectro do visível (TBQG, TBQR e TBQG) foram pelo menos tão eficientes quanto o NDVI no diagnóstico de pastagens degradadas a partir de imagens de satélite orbital. Dentre estes, destaca-se o TBQG que apresentou correlação de 0,965 e acurácia de 88,63% quando comparado ao NDVI. A acurácia deste trabalho foi de 79,31%, que é um resultado muito bom, principalmente quando se usa equipamentos mais barato quanto ao uso do índice do visível (RGB), podendo ser usados VANT, câmeras fotográficas, smartphones o que traz praticidade e economia.

Por meio de técnicas estatísticas e de sensoriamento remoto é possível realizar análise espaço-temporal do índice de reflectância (Junges *et al.*, 2016; Calegario *et al.*, 2019) e detectar as áreas mais adequadas para implementar alternativas de manejo, não apenas para reduzir os efeitos dos impactos induzidos sobre a produção das pastagens, mas também para aumentar a capacidade de estimar respostas das pastagens sob medidas de recuperação (Rudorff *et al.*, 2007; Tepanosyan *et al.*, 2017).

No estudo realizado por Valle Junior (2008), há 15 anos, constatou-se que 50,21% (121.457 ha) da área da bacia hidrográfica consistia-se em pastagem. Dessa forma, 36.380ha (15,03%) apresentavam conflito de classe 1 - terras com riscos ou limitações significativas para culturas anuais e pastagem; 4.392ha

(1,82%) pertenciam à classe 2 - terras inadequadas para cultivos intensivos, mas apropriadas para pastagem, reflorestamento ou preservação ambiental; e 541 ha (0,22%) eram da classe 3 - terras impróprias para cultivos intensivos e pastagem, mas ainda adaptáveis para reflorestamento ou preservação ambiental. O que diferente deste trabalho que mostra essa mudança após 15 anos, havendo uma redução nas áreas de pastagens, constatando 39.905,69ha, e trazendo conflito ambiental de classe 1, 2 e 3, sendo possível diagnosticar 6.271,89 t.ha<sup>-1</sup> de áreas com conflito classe 1, 677,44 t.ha<sup>-1</sup> com conflito classe 2 e o conflito de classe 3 com 2,31 t.ha<sup>-1</sup>. Essa redução nas áreas de pastagens, se dá provavelmente pela mudança na ocupação do solo, ou seja, as culturas agrícolas (milho, soja, cana e outras), estão ocupando áreas de pastagens.

Portanto, é fundamental levar em conta esses aspectos ao analisar os resultados. Em termos da área ocupada por pastagem degradada em cada formação geológica, é possível observar diferenças significativas (Tabela 4). Por exemplo, a formação Uberaba possui a maior área total de pastagem degradada (19.434,12 ha), seguida pela formação Serra Geral (10.289,16 ha) e, por fim, a formação Marília (7.044,16 ha). Essa variação pode ser explicada por fatores como a extensão geográfica ligada às características do relevo em cada formação, bem como práticas culturais e de manejo adotadas em cada região. Assim sendo, a declividade do terreno pode representar um desafio para a implantação e manejo da pastagem, especialmente em áreas com classes de conflito mais altas. Nas zonas de conflito 2 e 3, que demonstram maior sensibilidade ambiental, é possível que as condições topográficas dificultem o uso sustentável da terra para pastagem. Assim sendo, por este motivo nestas áreas observamos as menores áreas de pastagens degradadas diagnosticadas.

A presença de declives pronunciados pode dificultar a gestão do solo a favorecer a maior perda de nutrientes, tornando a pastagem mais propensa à degradação ou inexistência. Trabalho realizado por Wang, *et al.* (2022) no Loess Plateau da China, local com uma declividade acentuada e que se caracteriza por uma área com perdas de solo devido a sua declividade, lançaram mão de práticas (sulcos) para diminuir a incidência de perdas de nutrientes por erosão causadas pelas precipitações na região, o que resultou na redução da erosão e perdas de nutrientes trazendo melhorias para produção de forragem e eficiência

do uso da água. Além disso, o declive pode influenciar a drenagem do terreno, interferindo na disponibilidade de água para a pastagem e comprometendo sua sustentabilidade. Wei; Li (2017) conotam que a perda de água atrelado a erosão do solo são uma das ameaças ambientais mais sérias à produção agrícola e desafiante ao desenvolvimento sustentável. Em muitos casos a erosão do solo proveniente pela água, causam perdas severas e nutrientes ao solo e degradação do solo, levando a redução da produtividade agrícola e contribuindo para a sedimentação, inundação e poluição da água.

Dessa forma, ao considerar a relação entre as classes de conflito e a pastagem degradada, é necessário levar em conta a influência do declive nas diferentes formações geológicas. Áreas com maior declividade podem requerer práticas de manejo específico, como sistemas de terraço, curvas de nível e adoção de técnicas de conservação do solo, para minimizar os efeitos negativos e promover a sustentabilidade da pastagem. Várias técnicas de conservação do solo foram propostas em todo o mundo para reduzir e reverter as tendências de degradação da terra . Dentro da agricultura, as estratégias para a conservação do solo incluem técnicas como agricultura de contorno , terraços, cobertura morta, culturas de cobertura, agricultura de conservação (incluindo cultivo mínimo ou cultivo zero , culturas de cobertura e uma rotação diversificada de culturas) e sistemas agroflorestais . A combinação de árvores e culturas (e/ou gado) na agrossilvicultura aumenta a cobertura do solo através da cobertura do dossel e contribui para a camada de serapilheira. Cria barreiras estruturais físicas e biológicas que reduzem as perdas de água, solo e nutrientes relacionados em comparação com o cultivo de monocultura (Atangana *et al.*, 2014; Kang; Van Der Kruijs; COUPER,1989; Muchane *et al.*, 2020; Young, 1989; Zhu *et al.*, 2020 )

Trabalho realizado por Hung et al., (2023), mostraram que em medições de campo apresentaram boa capacidade da utilização do sistema agrossilvicultura e plantio de contorno para formar terraços naturais como infraestrutura verde para a conservação do solo em planaltos com declive acentuado. Paralelamente, esses sistemas produzem produtos agrícolas, gerando renda e serviços ecossistêmicos como a agrobiodiversidade.

Portanto, ao discutir a ocorrência de pastagem degradada e as classes de conflito nas diversas formações geológicas, é essencial considerar não apenas

as características ambientais gerais, mas também fatores específicos do relevo. Isso permitirá um melhor entendimento dos desafios e das soluções necessárias para o manejo e conservação da pastagem em áreas com diferentes graus de sensibilidade ambiental.

Dessas áreas de pastagens denota-se 36.767,44ha (45,08%) de áreas de pastagens degradadas e 44.783,87ha (54,92%) de pastagens não degradadas, ou seja, grande proporção de áreas com pastagens degradadas que estão sujeitas a proporcionar a erosão intensiva. Essas áreas poderiam estar sendo usadas para fins pecuários, reflorestamento ou agricultura, o que seria um caminho menos impactante como forma de evitar conflitos ambientais nessa extensão territorial. De acordo com Rocha e Kurts (2001) os conflitos de uso do solo são os maiores responsáveis pelas erosões, assoreamentos de rios, barragens, açudes, enchentes e efeitos das secas.

Mashame e Akinyemi (2016) usaram imagens Landsat para classificar o uso /cobertura do solo sazonal da terra e a vulnerabilidade à degradação do solo e afirmaram que quanto menor a cobertura do solo, maior a probabilidade de degradação. Portanto, as técnicas de monitoramento utilizadas para o manejo eficaz da gestão de áreas produtivas em algum estado de degradação são de suma importância. O que pode ser confirmado neste trabalho em que as perdas por erosão da pastagem degradada quando comparada com a pastagem não degradada são mais elevadas, sendo maiores em 3,66, 3,21 e 0,14 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, nas formações geológicas Uberaba, Serra Geral e Marília respectivamente.

Um fator proeminente que pode exacerbar a erosão do solo em áreas de pastagem é a condição de conflito ambiental do uso da terra. Os estudos anteriores sobre este assunto relacionaram conflitos de maior magnitude com o aumento das perdas de solo (Pacheco *et al.*, 2018; Valle Junior *et al.*, 2013).

A modelagem da perda de solo com o uso do índice de brilho baseando-se na relação entre o brilho e a degradação do solo. Solos brilhantes são pobres em matéria orgânica (Bachaoui *et al.*, 2014). Contudo, solos descobertos ou com vegetação esparsa são percebidos por altos valores de brilho (Gleriani, 2003; Healey *et al.*, 2005; Vorovencij, 2007). Ou seja, quanto maiores os valores de brilho, mais sujeito a erosão hídrica a área está sujeita. Neste trabalho com o uso do BI, obtivemos uma detecção da diferença de perdas se solo nas

pastagens degradadas comparada com a pastagem não degradada na formação Uberaba, Serra Geral e Marília de 63,87%, 68,58% e 3,4%, respectivamente e assim podendo constatar a eficiência do uso do BI para diagnóstico das perdas de solo.

As perdas de solo diferem em função do substrato rochoso, pois os atributos físico-químicos e mineralógicos das rochas e solos delas derivados interferem diretamente em sua erodibilidade (Barbosa *et al.*, 2019). Por exemplo, maiores concentrações de hematita aumentam a resistência do solo à erosão porque os óxidos de ferro promovem uma melhor estrutura do solo (Correa *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2020).

Desta forma as menores concentrações de hematita das formações Marília e Uberaba, em relação às concentrações de Serra Geral, são coerentes com as maiores resistências à penetração dos solos de Marília e Uberaba sob pastagens degradadas (> 4100 KPa) quando comparadas com os valores medidos nos solos da Serra Geral sob a mesmas circunstâncias (> 3000 KPa), porque resistências mais altas à penetração sugerem erosão mais intensa do solo. As faixas de teor de hematita também são consistentes com a sensibilidade da erosão aos conflitos ambientais de uso do solo, que segue a sequência formação Marília > Uberaba > Serra Geral.

A erosão hídrica é um dos maiores problemas da bacia do rio Uberaba devido ao desmatamento para fins agrícola e ao uso indevido de áreas protegidas legalmente e destinadas à reserva, mata ciliar e de encostas (Cruz, 2003). No entanto, vários fatores têm contribuído para a instabilidade das áreas de produção agropecuária, criando a necessidade de adotar práticas de manejo de gestão do solo de forma adequada para que possa recuperar as áreas que estão degradadas e para que possamos evitar que mais áreas entrem em algum estágio de degradação.

## 6 CONCLUSÃO

O uso do sensoriamento remoto e dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) é eficaz para avaliar a degradação das pastagens e mapear seus parâmetros estruturais. Neste estudo, foi possível diagnosticar pastagens degradadas na plataforma GEE utilizando o índice de vegetação TBQG coletado pelo satélite Landsat 8. Com a interação entre a verdade terrestre e mapas de pasto degradado obtivemos um acerto de 79,31% com apenas 20,69% de erro dos pontos amostrais, o que fornece boa relação da verdade terrestre com as imagens de satélites. Além disso, foi analisada a inter-relação entre a degradação, a erosão e o conflito de uso dos solos. A determinação do Índice de Brilho (BI) auxiliou no diagnóstico indireto das perdas por erosão e na localização de pastagens degradadas.

As áreas de conflito ambiental e pastagens degradadas apresentaram perdas totais de solo de 36.767,44 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, sendo que as maiores perdas ocorreram nas áreas de conflito 1 e 2. A degradação existente nessas áreas se deve, principalmente, ao não respeitar da aptidão de uso dos solos. As pastagens degradadas apresentam maiores perdas de solo por erosão do que as pastagens saudáveis em todas as formações geológicas, especialmente nas formações Uberaba, Serra Geral e Marília. Nessas formações, as perdas por erosão da pastagem degradada superaram 3,66, 3,21 e 0,14 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> maiores do que as perdas da pastagem saudável, respectivamente.

O estudo permitiu a identificação de áreas de pastagens degradadas e a possível aplicação de medidas mitigadoras por meio do uso de técnicas e ferramentas de diagnóstico. Essas informações são extremamente úteis para o manejo sustentável dos recursos naturais e a preservação do meio ambiente. Com isto, o uso de índices do visível favorece a simplificação do mapeamento da degradação, o que favorece o uso de câmeras de baixo custo, embarcadas ou presentes em VANT, satélites orbitais e smartphones, trazendo uma boa eficiência nos resultados.

## REFERÊNCIAS

- ADDABBO, P. *et al.* Contribution of Sentinel-2 data for applications in vegetation monitoring. **Acta IMEKO**, v. 5, n. 2, p. 44-54, sept. 2016. Disponível em: <https://acta.imeko.org/index.php/actaimeko/article/view/IMEKO-ACTA-05%20%282016%29-02-07>. Acesso em: 4 fev. 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (Brasil). **Mapa de divisão hidrográfica**. Brasília, DF: ANA, 2019. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/me>. Acesso em: 4 fev. 2022.
- ALMEIDA, M. B. F; SIMÕES, M; FERRAZ, R. P. D. Avaliação dos níveis de degradação de pastagens por sensoriamento remoto: um subsídio para o plano de agricultura de baixa emissão de carbono *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 19., 2019, Santos. **Anais [...]**, Santos: INPE, 2019, p. 3252-3255.
- ALVES, L. E. R. *et al.* Balanço de radiação através do satélite Landsat-8 na bacia do rio Pajeú. **Revista do Departamento de Geografia**. São Paulo, v. 33, p. 117- 127, 2017. DOI <https://doi.org/10.11606/rdg.v33i0.124577>. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/124577>. Acesso em: 4 fev. 2022.
- ANJOS, V. S. *et al.* Caracterização espectro-temporal de pastagens do Triângulo Mineiro utilizando dados MODIS EVI2 (2000-2010). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 25, n.1, p. 205-215, jan./abr. 2013. DOI <https://doi.org/10.1590/S1982-45132013000100016>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sn/a/BLsNHR8JJPJXKHfY3hQnbxn/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 10 mar. 2022.
- ARROYO, J.; GUIJARRO, M.; PAJARES, G. An instance-based learning approach for thresholding in crop images under different outdoor conditions. **Computer. Electron. Agric.** 127, p.669-679; Sep. 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.07.018>. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/306418450\\_An\\_instance-based\\_learning\\_approach\\_for\\_thresholding\\_in\\_crop\\_images\\_under\\_different\\_outdoor\\_conditions](https://www.researchgate.net/publication/306418450_An_instance-based_learning_approach_for_thresholding_in_crop_images_under_different_outdoor_conditions). Acesso em: 10 mar. 2022.
- ATANGANA, A. *et al.* A. Agroforestry for soil conservation. *In: Tropical agroforestry*. Dordrecht: Springer, 2014, p. 203-216. DOI [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7723-1\\_9](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7723-1_9). Disponível em: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-7723-1\\_9#citeas](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-7723-1_9#citeas). Acesso em: 10 mar. 2022.
- BACHAOUI, M. *et al.* Modeling and mapping water erosion risks in the high atlas of Morocco: the atlas of Beni Mellal as a case in point. **Journal of Remote Sensing and GIS**, v. 2, n.1 ,p.2052-5583, 2014. Disponível em:

[http://arsgiso.org/publications/2014\\_2\\_1\\_BachaouiBachaou\\_Model.pdf](http://arsgiso.org/publications/2014_2_1_BachaouiBachaou_Model.pdf).  
Acesso em: 30 mar. 2023.

BARBOSA, R. S *et al.* Prediction and mapping of erodibility factors (USLE and WEPP) by magnetic susceptibility in basalt-derived soils in northeastern São Paulo state, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 1, pág. 12, Jan., 2019. DOI <https://doi.org/10.1007/s12665-018-8015-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-018-8015-0#citeas>. Acesso em: 10 mar. 2022.

BATISTA, P.H.D. *et al.* Short-term grazing and its impacts on soil and pasture degradation. **DYNA**, Colombia, v.87, n. 213, p.123-128, abr./jun, 2020. DOI <https://doi.org/10.15446/dyna.v87n213.81853> Disponível em: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/81853>. Acesso em: 10 mar. 2022.

BENEVENUTE, P. A .N. *et al.* Penetration resistance: an effective indicator for monitoring soil compaction in pastures. **Ecological Indicators**, v.117, p.1-9 Oct.. 2020. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106647>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20305847?via%3Dihub>. Acesso em: 10 maio 2021.

BENIAICH, A. *et al.* Determination of vegetation cover index under different soil management systems of cover plants by using an unmanned aerial vehicle with an onboard digital photographic camera. **Semina. Agricultural Sciences**. Londrina, v. 40, n.1, p. 49-66, Feb., 2019. DOI <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n1p49>. Disponível em: <https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/32099>. Acesso em: 10 mar. 2023.

BRITO, J. L. S. *et al.* MODIS estimates of pasture productivity in the Cerrado based on ground and Landsat-8 data extrapolations. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 12, n. 2, p. 1-20, Apr., 2018. DOI <https://doi.org/10.1117/1.JRS.12.026006>. Disponível em: <https://www.spiedigitallibrary.org/journals/journal-of-applied-remote-sensing/volume-12/issue-2/026006/MODIS-estimates-of-pasture-productivity-in-the-Cerrado-based-on/10.1117/1.JRS.12.026006>. Acesso em: 10 mar. 2023.

CALEGARIO, A. T. *et al.* Mapping and characterization of intensity in land use by pasture using remote sensing. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 23, n. 5, p. 352-358, 2019.

CHEN, Y. *et al.* Contrasting policy shifts influence the pattern of vegetation production and C sequestration over pasture systems: A regional-scale

comparison in Temperate Eurasian Steppe. **Agricultural. Systems**, v.176, n. 102679, Nov. 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102679>.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0308521X18312605?via%3Dihub>. Acesso em: 10 mar. 2023.

CHEN, B. *et al.* A mangrove forest map of China in 2015: Analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine cloud computing platform. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 131, p. 104-120, Sep., 2017. DOI

<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.07.011>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S092427161730285X?via%3Dihub>. Acesso em: 15 fev. 2022.

COLOMBI, T. *et al.* Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth – a vicious circle. **Science of the Total Environment**, v. 626, p.1026-1035, Jun, 2018. DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.129>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718301517>.

Acesso em: 15 fev. 2022.

CÓRCOLES, *et al.* Estimation of leaf area index in onion (*Allium cepa* L.) using an unmanned aerial vehicle. **Biosystem Engineering**, v.115, n. 1, p. 31-42, May, 2013. DOI <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.02.002>.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1537511013000214?via%3Dihub>. Acesso em: 10 mar. 2023.

CORREA, M. M. *et al.* Caracterização de óxidos de ferro de solos do ambiente tabuleiros costeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n. 3, p1017-103, jun, 2008.. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300011>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/6dB3LsXsr838J8G5KGkS8yk/?lang=pt>. Acesso em: 15 fev. 2022.

CRUZ, L. B. S. **Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Uberaba- MG**. 2003. 182 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

DIAS FILHO, M. B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 4 ed. Belém: MBDF, 2011.215 p.

DIAS FILHO, M.B. **Degradação de pastagens: o que é e como evitar**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 23 p.

DONG, J. *et al.* Mapping the paddy rice planting area in Northeast Asia with Landsat 8 images, phenology-based algorithm and Google Earth. **Remote Sensing Environment**, v.185, p. 142-154. Nov., 2016. DOI <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S003442571630044X>. Acesso em: 15 fev. 2022.

DORIGO, W. A. *et al.* A review on reflective remote sensing and assimilation techniques for enhanced agroecosystem modeling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 9, n. 2, p.165-193, May, 2007. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.05.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0303243406000201>. Acesso em: 15 fev. 2022.

FERNANDES, F.H.S *et al.* Degradation trends based on MODIS-derived estimates of productivity and water use efficiency: a case study for the cultivated pastures in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v.11. p.30-40, Aug., 2018. DOI <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.04.014>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352938517301520?via%3DiHub>. Acesso em: 30 jun.2022.

FERREIRA, G. C. V; FERREIRA NETO, J. A. Usos de geoprocessamento na avaliação de degradação de pastagens no assentamento ilha do coco, Nova Xavantina – Mato Grosso, Brasil. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v..26, n. 2, p.140-148, abr., 2018. DOI <https://doi.org/10.13083/reveng.v26i2.894>. Disponível em: <https://periodicos.ufv.br/reveng/article/view/797>. Acesso em: 30 jun.2022.

FERREIRA, L. G. *et al.* Biophysical characteristics and fire occurrence of cultivated pastures in the Brazilian savanna observed by moderate resolution satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 5, p. 307-326, Sept. 2012. DOI 10.1080/01431161.2012.712223. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2012.712223>. Acesso em: 30 jun.2022.

FONSECA, E. L.; LOCATELLI, M.; SILVA FILHO, E. P. NDVI aplicado na detecção de degradação de pastagens cultivadas. **Confins:Revista Franco- Brasileira de Geografia**, São Paulo, n. 35, abr., 2018. DOI <https://doi.org/10.4000/confins.13180>. Disponível em: <https://journals.openedition.org/confins/13180#quotatio>. Acesso em: 10 mar.2022.

GANEM, K. A. **Classificação da cobertura do solo na caatinga a partir de imagens do Landsat-8 e da ferramenta Google earth engine: uma comparação entre dados com e sem correção atmosférica.** 2017. 202 f.

Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília, 2017. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/23501>. Acesso em: 10 mar. 2022.

GLERIANI, J. M. Coeficientes da transformação espectral Tasseled Cap para uma cena com predomínio de lato solo roxo. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 11, 2003, Belo Horizonte. **Anais [...]**, Belo Horizonte: Inpe. p.101-107, 2003.

GOMES, D. F. **Uso de imagens Sentinel-2 na identificação de áreas com infestação do capim-annoni-2 no complexo Eólico Cerro Chato, Santana do Livramento, RS.** 2017. 77 f.. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

GOOGLE EARTH ENGINE. **A planetary-scale platform for earth science data & analysis.** 2021. Disponível em: <https://earthengine.google.com>. Acesso em: 24 nov..2021.

GOOGLE EARTH ENGINE. **Case studies**, 2020. Disponível em: [https://earthengine.google.com/case\\_studies/](https://earthengine.google.com/case_studies/). Acesso em: 1 maio 2023.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, Dec., 2017 DOI <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717302900?via%3Dihub>. Acesso em: 1 maio 2023.

HANSEN, M.C.C. *et al.* High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6760, p. 850-854. Nov., 2013 DOI <https://doi.org/10.1126/science.1244693>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1244693>. Acesso em: 10 mar. 2023.

HEALEY, S.P. *et al.* Comparison of Tasseled Cap based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, n. 3, p. 301-310, Aug., 2005. DOI <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.05.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425705001586>. Acesso em: 10 mar. 2023.

HIRD, J.N. *et al.* Google Earth Engine, open access satellite data, and machine learning in support of large-area probabilistic wetland mapping. **Remote Sensing**, v. 9, n. 12, p. 1-24, Dec. 2017. DOI

<https://doi.org/10.3390/rs9121315>. Disponível em:  
<https://www.mdpi.com/2072-4292/9/12/1315>. Acesso em: 10 mar. 2023.

HUANG, H., *et al.* Mapping major land cover dynamics in Beijing using all Landsat images in Google Earth Engine. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p.166-176, Dec., 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.021>. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425717300810?via%3Dihub>. Acesso em:15 abr. 2022.

HUNG, D. V., *et al.* Agroforestry with contour planting of grass contributes to terrace formation and conservation of soil and nutrients on sloping land. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 345, p. 1-14, Apr. 2023, DOI <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108323>. Disponível:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880922004728?via%3Dihub>. Acesso em: 15 abr. 2022.

IMUKOVA, K.; INGWERSEN, J.; STRECK, T. Determining the spatial and temporal dynamics of the green vegetation fraction of croplands using high-resolution Rapid Eye satellite images. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 206, p.113- 123, Jun., 2015 DOI <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.03.003>. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192315000817>. Acesso em: 15 abr. 2022.

JANG, G *et al.* Review: cost-effective nmaned aerial vehicle (UAV) platform for field plant breeding application. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, 998, March., 2020. DOI <https://doi.org/10.3390/rs12060998>. Disponível em:  
<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/6/998>. Acesso em: 15 abr. 2022.

JIANG, H. *et al.* Determining the contributions of climate change and human activities to vegetation dynamics in agro-pastoral transitional zone of northern China from 2000 to 2015. **Science of theTotal Environment**, v. 718, p. 1-14, May, 2020. DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134871>. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719348636?via%3Dihub>. Acesso em: 25 abr. 2022.

JOHNSON, L. F.; TROUT, T. J. Satellite NDVI assisted monitoring of vegetable crop evapotranspiration in California's San Joaquin valley. **Remote Sensing**, v. 4, n. 2, p.439- 455, Feb., 2012. DOI <https://doi.org/10.3390/rs4020439>. Disponível em:  
<https://www.mdpi.com/2072-4292/4/2/439>. Acesso em: : 25 abr. 2022  
 JUNGES, A. H *et al.* Temporal profiles of vegetation indices for characterizing grazing intensity on natural grasslands in Pampa biome. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 73, n. 4, p. 332-337, Jul./ Aug., 2016. DOI

<https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0213>. Disponível em:  
<https://www.scielo.br/j/sa/a/tWTg5nMLjTV7TNgQgfbBGjn/?format=pdf&lang=en>  
 Acesso em: 25 abr. 2022.

KANG, B. T., VAN DER KRUIJS, A. C. B. M.; COUPER, D. C. Alley cropping for food crop production in the humid and subhumid tropics. *In*: KANG, B. T.; REYNOLDS, L. (ed.). **Alleyfarming in the humid and subhumid tropics**: proceedings of an international workshop held at Ibadan, Nigeria, 10-14 Mar. 1986. Ottawa On, CA IDRC, 1989, part. 2, p.16-26

KARNIELI, A. *et al.* Do vegetation indices provide a reliable indication of vegetation degradation? A case study in the Mongolian pastures. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 17, p. 6243-6262, 2013. DOI <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.793865>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2013.793865>. Acesso em: 15 abr. 2022.

KAUTH, R. J.; THOMAS, G. S. The tasseled cap — a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as Seen by LANDSAT. *In*: SYMPOSIUM ON MACHINE PROCESSING OF REMOTELY SENSED DATA, 1, 1976, West Lafayette. **Proceedings** [...], West Lafayette: Purdue University, 1976. p. 41 - 51.

KIM, S. L., *et al.* New parameters for seedling vigor developed via phonemics. **Applied. Sciences**, v. 9, n. 9, p.1-8, Apr., 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/app9091752>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3417/9/9/1752> Acesso em: 25 jul. 2022.

KOSKINEN, J., *et al.* Participatory mapping of forest plantations with open foris and Google Earth Engine. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.148, p. 63-74, Feb., 2019 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.12.011> Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271618303411?via%3Dihub>. Acesso em: 25 jul. 2022

KUCHLER, P. C. *et al.* Extração de métricas fenológicas a partir de séries temporais de NDVI visando o mapeamento da intensificação sustentável da agricultura brasileira. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 27.; Expositiva, 26., 2017, Rio de Janeiro. **Anais** [...] Rio de Janeiro: SBC, 2017. p. 1582-1586. Disponível em: [http://www.cartografia.org.br/cbc/2017/trabalhos/4/fullpaper/CT0495\\_1506695788.pdf](http://www.cartografia.org.br/cbc/2017/trabalhos/4/fullpaper/CT0495_1506695788.pdf). Acesso em: 28 jan. 2022.

KWON, H-Y. *et al.* Global estimates of the 719 impacts of grassland degradation on livestock productivity from 2001 to 2011. *In*: NKONYA, E., MIRZABAEV, A., VON BRAUN, J. (ed.) **Economics of land degradation and improvement – A 721 Global assessment for sustainable development**. New York: Springer Open, 2016, chapter 8, p.197-214. DOI10.1007/978-3-319-19168-3\_8. Disponível em: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-19168-3\\_8#citeas](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-19168-3_8#citeas). Acesso em: 12 jan. 2022.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO. **Situação da qualidade das pastagens no Brasil**. Goiânia: UFG, 2021. Disponível em: <https://atlasdaspastagens.ufg.br/map>. Acesso em: 22 nov. 2021.

LIU, J.; PATTEY, E. Retrieval of leaf area index from top-of-canopy digital photography over agricultural crops. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, n. 11, p. 1485- 1490, Oct., 2010. DOI <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.08.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192310002029?via%3Dihub>. Acesso em: 12 jan. 2022.

LOPES, V. S. *et al.* The establishment of a secondary 51 forest in a degraded pasture to improve hydraulic properties of the soil. **Soil and Tillage Research**, v. 198, p. 104538, Apr., 2020. DOI <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104538>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198719312516?via%3Dihub>. Acesso em: 12 jan. 2022.

LÜ, G. *et al.* Reflections and speculations on the progress in Geographic Information Systems (GIS): a geographic perspective. **International Journal of Geographical Information Science**, v.33, n. 2, p.346-367, Oct.,2019. DOI <https://doi.org/10.1080/13658816.2018.1533136>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/13658816.2018.1533136>. Acesso em: 12 jan. 2022.

LUGASSI, R. *et al.* Spatial and temporal monitoring of pasture ecological quality: sentinel-2-based estimation of crude protein and neutral detergent fiber contents. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, Apr. 2019. DOI <https://doi.org/10.3390/rs11070799>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/7/799>. Acesso em: 22 nov. 2021.

MACEDO, M. C .M.; KICHEL, A. N.; ZIMMER, A. H. **Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2000. 4 p. (Embrapa Gado de Corte. Comunicado técnico, 62). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/324215>. Acesso em: 22 nov. 2021.

MAPBIOMAS. **Mapas de uso e cobertura da terra do Brasil, 2021. (Coleção, 6; Série Anual )** Disponível em: <https://mapbiomas.org/categoria/105- artigos-mapbiomas>. Acesso em: 26 jan. 2022.

MASHAME, G; AKINYEMI, F. Towards a remote sensing based assessment of land susceptibility to degradation: examining seasonal

variation in land use-land cover for modelling land degradation in a semi-arid context. *In: ISPRS CONGRESS*, 23., 2016, Prague, Czech Republic. **Annals** [...]. Prague, Czech Republic, Jul., 2016, p. 137-144  
DOI Disponível em: <https://isprs-annals.copernicus.org/articles/III-8/137/2016/>. Acesso em: 4 fev. 2022.

MIDEKISA, A., *et al.* Mapping land cover change over continental Africa using Landsat and Google Earth Engine cloud computing. **PLOS ONE**, v.12, n. 9, p. 1-15, Set, 2017. DOI <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184926>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0184926&type=printable>. Acesso em: 22 nov. 2021.

MIGUEL, A. E. S.; MEDEIROS, R. B.; GOMES, W. M. Emprego do sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica na avaliação da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão São Pedro, Santa Rita do Pardo/MS. **Revista Cerrado, Montes Claros**, v. 16, n. 2, p. 31-50, ago./dez.-2018. DOI <http://doi.org/10.22238/rc24482692201816023150>. Disponível em: <https://www.periodicos.unimontes.br/index.php/cerrados/article/view/1079>. Acesso em: 4 fev. 2022.

MOREIRA, S. de F.; SANTOS, S. D de O.; PEREIRA JÚNIOR, A.. Análise quantitativa e qualitativa de um solo degradado pela pecuária. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 47698-47715, Jul., 2020. DOI 10.34117/bjdv6n7-420. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/343017714\\_Analise\\_quantitativa\\_e\\_qualitativa\\_de\\_um\\_solo\\_degradado\\_pela\\_pecuaria](https://www.researchgate.net/publication/343017714_Analise_quantitativa_e_qualitativa_de_um_solo_degradado_pela_pecuaria). Acesso em: 22 nov. 2021.

MONTEIRO, E. de C. *et al.* Visual assessment of pasture degradation: validation by ground cover and seasonal variation. **Revista Ciência Agrônômica**, v.49, n. 1, p. 174-182, jan./ mar., 2018 .DOI <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180020>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/vgpdDQ9wTcHJYJNdjvX7v6f/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 22 nov. 2021.

MUCHANE, M.N. *et al.* Agroforestry boosts soil health in the humid and sub-humid tropics: a meta-analysis. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 295, p. 1-12, Jun., 2020 DOI 10.1016/j.agee.2020.106899 Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880920300840>. Acesso em: 30 out. 2022.

MUTANGA, O.; DUBE, T.; GALAL, O. Remote sensing of crop health for food security in Africa: potentials and constraints. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 8, p. 231-239, Nov., 2017. DOI 10.1016/j.rsase.2017.10.004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938517301465>. Acesso em: 30 out. 2022.

NASCIMENTO JÚNIOR, D. do; QUEIROZ, D. S; SANTOS, M. V. F. dos  
Degradação das pastagens e critérios para avaliação. *In*: PEIXOTO, A. M.;  
MOURA, J. C.; FARIA, V. P. (eds.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE  
PASTAGEM, 11, Piracicaba, 1994. **Anais [...]**. Piracicaba: FEALQ, 1994.  
p.107- 151

OLIPHANT, A.J. *et al.* Mapping cropland extent of Southeast and Northeast  
Asia using multi-year time-series Landsat 30-m data using a random forest  
classifier on the Google Earth Engine Cloud. **International Journal of Applied  
Earth Observation and Geoinformation**, v. 81, p.110-124, Sep., 2019. DOI  
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.11.014>. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243418307414>.  
Acesso em: 30 out. 2022

PACHECO, F. A. L *et al.* Land degradation: multiple environmental  
consequences and routes to neutrality. **Current Opinion in Environmental  
Science & Health**, v. 5, p. 79-86, Out. 2018. DOI  
<http://hdl.handle.net/11449/201165>. Disponível em :  
<https://repositorio.unesp.br/items/3df20ca3-79f7-4dae-9449-e73ec32a3b22>.  
Acesso em: 15 jan. 2023.

PADARIAN, J., MINASNY, B., MCBRATNEY, A.B. Using google's  
cloud-based platform for digital soil mapping. **Computers &  
Geosciences**, v 83, p. 80-88, Oct, 2015. DOI  
<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2015.06.023>. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S009830041530008X>.  
Acesso em:15 Jan. 2023.

PALUDO, A. *et al.* Mapping summer soybean and corn with remote sensing on  
Google Earth Engine cloud computing in Parana state-Brazil. **International  
Journal of Digital Earth**, v. 13, n. 12, p. 1624-1636, Jun., 2020.  
DOI10.1080/17538947.2020.1772893. Disponível em:  
<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/17538947.2020.1772893>. Acesso  
em: 10 maio 2021.

PARENTE, L.; FERREIRA, L. Assessing the spatial and occupation  
dynamics of the brazilian pasturelands based on the automated  
classification of MODIS Images from 2000 to 2016. **Remote Sensing**, v.  
10, n. 4, p. 1-14, Apr. 2018. DOI10.3390/rs10040606. Disponível em:  
<https://www.mdpi.com/2072-4292/10/4/606>. Acesso em: 15 abr.2022.

PARENTE, L., *et al.* Monitoring the brazilian pasturelands: a new  
mapping approach based on the Landsat 8 spectral and temporal  
domains. **International Journal of Applied Earth Observation and**

**Geoinformation**, v. 62, p.135-143, Oct., 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.06.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243417301290?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar. 2022.

PILON, C. *et al.* Long-term effects of grazing management and buffer strips on soil erosion from pastures. **Journal of Environmental Quality**, v.46, n. 2, p. 364-372, Mar., 2017. DOI <https://doi.org/10.2134/jeq2016.09.0378>. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2134/jeq2016.09.0378> Acesso em: 10 maio 2021.

PREY, L; HU, Y; SCHMIDHALTER, U. High-throughput field phenotyping traits of grain yield formation and nitrogen use efficiency: optimizing the selection of vegetation indices and growth stages. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 1672, Jan., 2020. DOI <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01672>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2019.01672/full>. Acesso em: 10 maio 2021.

PUNALEKAR, S. M. *et al.* Application of Sentinel-2A data for pasture biomass monitoring using a physically based radiative transfer model. **Remote Sensing of Environment**, v. 218, p. 207-220, Dec. 2018. DOI <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.09.028>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425718304486?via%3Dihub>. Acesso em: 30 out. 2022

PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E.; KUPLICH, T.M. **Sensoriamento remoto da vegetação: imagens de satélite**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, .2019. 176 p.

QUINAIA, T. L. A. **Aplicação de um índice de vegetação melhorado do espectro visível no diagnóstico de pastagem degradada**. 2021.78 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Produção Vegetal) -Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Triângulo Mineiro, Campus Uberaba, 2021.

RITCHIE, H.; ROSER, M. Land use. **Our world in data**, 2019. Disponível em: <https://ourworldindata.org/land-use>. Acesso em: 18 mar. 2022.

ROCHA, J. S. M. da; KURTS, S. M .J. M. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. 4 ed. Santa Maria: UFSM/CCR, 2001. 120p.

ROCHA JUNIOR, P.R da. *et al.* Soil, water, and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 53-63, Apr., 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.187>.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716328856?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar. 2022.

RUDORFF, C. de M., *et al.* Superfícies de resposta espectro-temporal de imagens do sensor MODIS para classificação de área de soja no estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n.1, p.118-125, jan./fev. 2007. DOI <https://doi.org/10.1590/S010384782007000100019>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/7XP4SNWc43WDNLsNZbGd6Qw/?lang=pt>. Acesso em: 30 out. 2022.

SANTANA, S. H. C. de; LAURENTINO, M. L. S.; GALVÍNCIO, J. D. Aplicação do SARVI em fragmentos de mata no município de Recife-PE como alternativa de análises ambientais em áreas urbanas. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO- SBSR, 16, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais** [...], São José dos Campos: INPE, 2013. p. 1121-1128.

SHELESTOV, A., *et al.* Exploring Google Earth Engine platform for big data processing: classification of multi-temporal satellite imagery for crop mapping. **Frontiers in Earth Science**, v. 5, p.1-10, Feb., 2017. DOI <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00017>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/feart.2017.00017/full>. Acesso em: 30 out. 2022.

SILVA, E. P. da. **Geoprocessamento na discriminação de pastagens degradadas utilizando rede neural artificial em imagem IKONOS II**. 2006. 91 f. Tese (Doutorado em Agronomia)- Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

SILVA, L.S., *et al.* Spatial variability of iron oxides in soils from Brazilian sandstone and basalt. **Catena**, v. 185, p.1-10, Feb, 2020. DOI <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104258>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S034181621930400X?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mar. 2022.

SILVEIRA, H. L. F. da. **Uso de dados do sensor MSI/Sentinel-2 e de lidar aerotransportado para mapeamento de fitofisionomias de Caatinga e estudo das relações com atributos físico-químicos dos solos**. 2018. 136 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Ciências Espaciais, São José dos Campos, 2018.

STODDART, L.A; BOC, T. W; SMITH, A. D. **Range management**. 3.rd. New York: McGraw-Hill Companies, 1975. 532 p.

SUN, B. *et al.* Identification and assessment of the factors driving vegetation degradation/regeneration in drylands using synthetic high spatiotemporal remote sensing Data: a case study in Zhenglanqi, Inner Mongolia, China. **Ecological Indicators**, v.107, p. 1-16, Dec., 2019. 105614. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105614>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X19306065>. Acesso em: 10 mar. 2023.

SWETNAM, T. L., *et al.* On the use of standardized multi-temporal indices for monitoring disturbance and ecosystem moisture stress across multiple earth observation systems in the Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v.13, n.8, p.1-28, Apr., 2021. DOI <https://doi.org/10.3390/rs13081448>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/13/8/1448>. Acesso em: 27 mar. 2022.

TEPANOSYAN, G. H., *et al.* Mapping man-induced soil degradation in Armenia's high mountain pastures through remote sensing methods: a case study. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 8, p. 105-113, Nov., 2017. DOI 10.1016/j.rsase.2017.08.006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352938516300970>. Acesso em: 10 mar. 2023.

TELUGUNTLA, P. *et al.* A 30-m landsat-derived cropland extent product of Australia and China using random forest machine learning algorithm on Google Earth Engine cloud computing platform. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.144, p. 325- 340, Oct., 2018. DOI <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271618302090?via%3Dihub>. Acesso em: 10 mar. 2023.

TIAN, F., *et al.* Efficient identification of corn cultivation area with multitemporal synthetic aperture radar and optical images in the Google Earth Engine Cloud Platform. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 1-21, Mar., 2019. DOI <https://doi.org/10.3390/rs11060629>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/6/629>. Acesso em: 10 mar. 2023.

TORRES, F.N. de.; RICHTER, R.; VOHLAND, M. A multisensory approach for high-resolution land cover and pasture degradation mapping in the humid tropics: a case study of the fragmented landscape of Rio de Janeiro. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, p. 189-201, jun. 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.01.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0303243418308882?via%3Dihub>. Acesso em: 10 mar. 2023.

VALLE JÚNIOR, R. F. do, *et al.* Diagnosis of degraded pastures using an improved NDVI-based remote sensing approach: an application to the Environmental Protection Area of Uberaba River Basin (Minas Gerais, Brazil).

**Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 14, p. 20-33, Apr., 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.02.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352938518303409>. Acesso em: 30 out. 2022.

VALLE JUNIOR, R. F. do, *et al.* Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na bacia do rio Uberaba. **Global Science Technology**, Rio Verde, v. 6, n. 1, p.40-52, jan. /abr. 2013.

VALLE JUNIOR, R. F. do. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do Rio Uberaba**. 2008. 233 f.Tese (Doutorado em Agronomia)- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

VALERA, C. A. *et al.* The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: a critical view over the brazilian new forest code. **Water**, v. 11, n. 3, p. 549, 2019. DOI <https://doi.org/10.3390/w11030549>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/3/549>. Acesso em: 10 mar. 2023.

VIEIRA, A. S, *et al.* Estimating water erosion from the brightness index of orbital images: a framework for the prognosis of degraded pastures. **Science of The Total Environment**, v. 776, n 146019, p. 1-14, Jul. 2021, DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972101086X?via%3Dihub>. Acesso em: 30 out. 2022.

VOROVENCII, I. Use of the “tasseled cap” transformation for the interpretation of satellite images. **Cadaster Journal Revcad**, n. 7, p. 75-82, Jan., 2007. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/259479299\\_Use\\_of\\_the\\_Tasseled\\_Cap\\_Transformation\\_for\\_the\\_Interpretation\\_of\\_Satellite\\_Images](https://www.researchgate.net/publication/259479299_Use_of_the_Tasseled_Cap_Transformation_for_the_Interpretation_of_Satellite_Images). Acesso em: 30 out. 2022.

WANG, Q, *et al.* Runoff and nutrient losses in alfalfa (*Medicago sativa* L) production with tied-ridge-furrow rainwater harvesting on sloping land. **International Soil and Water Conservation Research.**, v. 10, n. 2, p. 308-323, Jun., 2022. DOI <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.09.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095633921000927?via%3Dihub>. Acesso em: 10 mar. 2023.

WANG, J., *et al.* Estimating leaf area index and aboveground biomass of grazing pastures using Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat images. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.154, p.189-201. Aug., 2009. DOI <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.06.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0924271619301480?via%3Dihub>. Acesso em: 28 mar. 2022.

WEBER, D.; SCHAEPMAN-STRUB, G.; ECKER, K. Predicting habitat quality of protected dry grasslands using Landsat NDVI phenology. **Ecological Indicators**, v. 91, p.447-460, Aug., 2018. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.081>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X1830236X?via%3Dihub>. Acesso em: 28 abr. 2022.

WIESMAIR, M. *et al.* Estimating vegetation cover from high-resolution satellite data to assess grassland degradation in the Georgian Caucasus. **Mountain Research and Development** v. 36, n. 1, p. 56-65, Feb.-2016. DOI <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-15-00064.1>. Disponível em: <https://bioone.org/journals/mountain-research-and-development/volume-36/issue-1/MRD-JOURNAL-D-15-00064.1> Acesso em: 15 mar. 2023.

WEISS, M.; JACOB, F.; DUVEILLER, G. Remote sensing for agricultural applications: a meta-review. **Remote Sensing of Environment**, v. 236, Jan. 2020. DOI [10.1016/j.rse.2019.111402](https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111402). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425719304213>. Acesso em: 22 mar. 2022.

WOEBBECKE, D.M., *et al.* Color indices for weed identification under various soil, residue, and lighting conditions. **Transactions of the ASABE**, v. 38, n. 1, p. 259-269, 1995. DOI <https://doi.org/10.13031/2013.27838>. Disponível em: <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp??JID=3&AID=27838&CID=t1995&v=38&i=1&T=1>. Acesso em: 15 mar. 2022.

XIE, Y. , *et al.* Mapping irrigated cropland extent across the conterminous United States at 30 m resolution using a semi-automatic training approach on Google Earth Engine. **ISPRS Journal Photogrammetry and Remote Sensing**, v.155, p. 136-149, Sep., 2019. DOI <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.07.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0924271619301728?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mar. 2023.

WEI, X; LI, X. Reducing runoff and soil loss using corn stalk juice at plot scale. **Soil and Tillage Research.**, v. 168, p. 63-70, May 2017. DOI <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.12.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167198716302537?via%3Dihub>. Acesso em: 10 mar. 2023.

YOUNG, A. **Agroforestry for soil conservation**. Wallingford, UK : CAB International, [1989]. 276 p.

YU, Z., *et al.* **Land use/land cover classification and change analysis for Ganges River Basin from 2000 to 2010**. American Geophysical Union : AGU Fall Meeting Abstracts. 2018. pp. B23J-2661.

ZANOTTA, D. C.; FERREIRA, M. P; ZORTEA, M. **Processamento de imagens de satélite**. São Paulo: Oficina de Textos, .2019. 320 p.

ZHANG, Y., *et al.* Advances in hyperspectral remote sensing of vegetation traits and functions. **Remote Sensing of Environment**, v. 252, p. 1-5, Jan., 2021. DOI 10.1016/j.rse.2020.112121. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425720304946>. Acesso em: 10 mar. 2023.

ZHU, X., *et al.* Reductions in water soil and nutrient losses and pesticide pollution in agroforestry practices: a review of evidence and processes. **Plant and Soil**, v. 453, n. 4, p. 45-86, Aug., 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-019-04377-3>. Acesso em: 21 nov. 2022.

ZHUMANOVA, M., *et al.* Assessment of vegetation degradation in mountainous pastures of the Western Tien-Shan, Kyrgyzstan, using e MODIS NDVI. **Ecological Indicators**, v. 95, part. 1, p. 527-543, Dec., 2008. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.060>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X18305922>. Acesso em: 21 nov. 2022.