

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**PEGADA ECOLÓGICA DE USO DO SOLO E ÍNDICE DE
CIRCULARIDADE NA ABORDAGEM DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS**

**Rafael Parras
Engenheiro Agrônomo**

2022

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**PEGADA ECOLÓGICA DE USO DO SOLO E ÍNDICE DE
CIRCULARIDADE NA ABORDAGEM DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS**

Rafael Parras

Orientadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Antonio Leal Pacheco

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Ciência do Solo).

2022

P259p Perras, Rafael
Pegada ecológica de uso do solo e Índice de circularidade na abordagem dos serviços ecossistêmicos / Rafael Perras. -- Jaboticabal, 2022
108 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientadora: Teresa Cristina Tarlé Pissarra
Coorientador: Fernando Antonio Leal Pacheco

1. Políticas de uso do solo. 2. Solos. 3. Pegada ecológica. 4. Código florestal. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: PEGADA ECOLÓGICA DE USO DO SOLO E ÍNDICE DE CIRCULARIDADE NA ABORDAGEM DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

AUTOR: RAFAEL PARRAS

ORIENTADORA: TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA

COORDENADOR: FERNANDO ANTÔNIO LEAL PACHECO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Rural / UNESP/Câmpus de Jaboticabal




Pesquisadora Dra. MARIA TERESA VILELA NOGUEIRA ABDO (Participação Virtual)
APTA - Pólo Regional Centro-Norte / Pindorama/SP



Profa. Dra. REGINA APARECIDA LEITE DE CAMARGO (Participação Virtual)
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias / Unesp/Jaboticabal



Dr. JANAÍNA FERREIRA GUIDOLINI (Participação Virtual)
São José dos Campos/SP / Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA)



Profa. Dra. ANA MARGARIDA THEODORO CAMINHAS (Participação Virtual)
Departamento de Economia, Administração e Educação / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - FCAV - UNESP - Jaboticabal/SP

Jaboticabal, 03 de agosto de 2022

DADOS CURRÍCULARES DO AUTOR

RAFAEL PARRAS – Nascido na cidade de São Carlos em 21 de fevereiro de 1989 e formado Engenheiro Agrônomo na Universidade Estadual Paulista UNESP – Campus de Jaboticabal em dezembro de 2012, é atualmente Gestor em Novos Modelos de Negócios na incubadora de base tecnológica Inova.jab, Assessor de políticas públicas e doutorando no programa de pós-graduação em Agronomia, Ciência do Solo, com projetos voltados a indicadores e gestão de sustentabilidade. Durante a graduação executou diversas atividades que incluiu voluntariado (cursinho pré-vestibular), extensão (projetos, educação ambiental e sustentabilidade), iniciação científica e estágio em genética e melhoramento vegetal. Após este período iniciou estágio na BASF na área de Desenvolvimento de Mercado e Vendas, focado nas culturas de soja e cana-de-açúcar. Após este período foi contratado como Analista de Projetos Marketing Pleno (Novos Negócios), primeiramente atendendo o Brasil e posteriormente os Países da América Latina, focando em projetos de Marketing Digital, Conectividade, Inovação, Agricultura de Precisão, Treinamentos, Pesquisa de Mercado, Análise de Dados e Gestão de Canais Digitais. Possui mestrado em Agronomia (Produção Vegetal) pela Universidade Estadual Paulista UNESP – Campus de Jaboticabal, onde trabalhou com projetos voltados a indicadores e gestão de sustentabilidade.

Apoio Financeiro

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“A alegria não chega apenas no encontro do achado, mas faz parte do processo da busca. E ensinar e aprender não pode dar-se fora da procura, fora da boniteza e da alegria.”

Paulo Freire

Dedico,

A todos que compartilharam um pedaço desse eterno caminho.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	ii
ABSTRACT	iii
CAPÍTULO 1 – Considerações gerais.....	4
1. INTRODUÇÃO.....	4
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	7
2.1. Uso do Solo.....	7
2.1.1. Agricultura e pecuária.....	8
2.1.2. Florestas.....	10
2.1.3. Vegetação arbustiva.....	12
2.1.4. Vegetação úmida.....	14
2.1.5. Superfície urbana	15
2.2. Histórico e divisão do território brasileiro.....	16
2.2.1. Político administrativa.....	17
2.2.2. Regiões	17
2.2.3. Biomas.....	18
2.3. Serviços ecossistêmicos	21
2.4. Indicadores de governança para uso do solo.....	24
2.5. . Sensoriamento remoto e uso do solo.....	25
CAPÍTULO 2 – Pegada ecológica de uso do solo: abordagem dos serviços ecossistêmicos	27
CAPÍTULO 3 – Configuração da cobertura florestal em Ribeirão preto: Um diagnóstico da implementação do código florestal Brasileiro.	72
Referências	93

Pegada ecológica de uso do solo: abordagem dos serviços ecossistêmicos

RESUMO

A Pegada Ecológica do Uso do Solo (LUEF) representa a eficiência de seus recursos ecológicos para a abordagem de serviços ecossistêmicos, que busca melhorar a tomada de decisão sobre um determinado assunto, com uma variedade de unidades de medida. Para este estudo, o objetivo foi aplicar uma unidade de medida e o cálculo de um índice que permita comparar o comportamento do desenvolvimento de uma sociedade em termos de uso do solo e população em diferentes regiões do Brasil e explorar os efeitos da implantação do novo código sobre a evolução espacial e temporal da fragmentação da cobertura florestal desde a implementação das mudanças legais. A Pegada Ecológica do Uso do Solo (LUEF) consiste na relação entre o uso do solo (área) de uma unidade política administrativa e o número de habitantes dessa mesma unidade em um determinado momento. A área, perímetro e forma (índice de circularidade) dos fragmentos florestais, bem como as faixas de amortecimento ao longo dos cursos d'água, foram avaliados de 2010 a 2016 no município de Ribeirão Preto, estado de São Paulo, Brasil. O monitoramento do LUEF mostrou-se uma medida que indicará a gestão sustentável em uma unidade política administrativa temporal e espacial no que diz respeito à cobertura do uso da terra e para uma abordagem de serviços ecossistêmicos brasileiros. A implementação da Lei nº 12.651/12 está levando ao aumento da área florestal.

Palavras-chave:

Política de uso do solo, indicador de sustentabilidade, desenvolvimento sustentável

Land Use Ecological Footprint (LUEF): brasilian ecossystem services approach

ABSTRACT

The Land Use Ecological Footprint (LUEF) represents the efficiency of its ecological resources to the ecosystem services approach, which seeks to improve decision-making over a particular issue, with a variety of measurement units. For this study, the objective was to apply a measurement unit and the calculation of an index that allows comparing the behavior of the development of a society in terms of land use and population in different regions of Brazil and explored the effects of the implementation of the new code on the spatial and temporal evolution of the forest cover fragmentation since the implementation of the legal changes. The Land Use Ecological Footprint (LUEF) consists of the relationship between the land use (area) of an administrative political unit and the number of inhabitants of this same unit at a given time. The area, perimeter and shape (circularity index) of forest fragments, as well as the buffer strips along the watercourses, were evaluated from 2010 to 2016 in the municipality of Ribeirão Preto, state of São Paulo, Brazil. The LUEF monitoring showed to be measure that will indicate the sustainable management in a temporally and spatially administrative political unit regarding the land use land cover and to a Brazilian ecossystem services approach. The implementation of Law nº 12.651/12 is leading to an increase in the forest area.

Keywords: *Land use policy, sustainability indicator, sustainable development.*

CAPÍTULO 1 – Considerações gerais

1. INTRODUÇÃO

Compreender os impactos das mudanças no uso do solo e o subsequente manejo agrícola e urbano nos trópicos é de crescente pertinência, dada a sua importância como impulsionadores das mudanças ecossistêmicas (QUEZADA et al., 2022).

A adoção de recursos geopolíticos e a origem cultural ao longo dos anos determinam a ação antropogênica no uso de serviços ecossistêmicos, notadamente, o solo. Os países globalizados precisam otimizar seu modelo de desenvolvimento socioeconômico, aumentar a capacidade de seus recursos ambientais para alcançar uma coordenação ecológica e o desenvolvimento socioeconômico, afinal, estes são os principais problemas que a população mundial enfrenta atualmente.

No atual cenário mundial, o adequado uso do solo exige o equilíbrio entre a manutenção dos serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento socioeconômico. Sem essas compensações, a conversão da cobertura natural em terras antrópicas provavelmente causará danos ambientais, com a ruptura generalizada das funções e serviços do ecossistema. No território brasileiro, a competição entre a conservação da vegetação nativa e as atividades agroindustriais tem causado o desmatamento intenso. Frequentemente, a competição evolui para graves conflitos de uso do solo, pois a expansão das áreas produtivas reduz a capacidade do sistema de conservar serviços vitais, nomeadamente os relacionados com os recursos naturais nas bacias hidrográficas (PARRAS et al., 2020; ZHANG et al., 2021).

A fragmentação das florestas é consequência das atividades humanas que alteram intensamente as paisagens naturais. No Brasil, existe um arcabouço legal de longa data para a proteção da vegetação nativa, denominado Código Florestal. A última atualização é de 2012. As revisões incorporadas neste código reestruturado (Lei nº 12.651/12) abrangeram novas regras, direitos e obrigações para o manejo adequado do uso do solo dos sistemas produtivos e para a conservação e proteção ambiental (PARRAS et al., 2020).

Os serviços ecossistêmicos proporcionam o desenvolvimento sustentável da economia, política, sociedade, cultura e meio ambiente ecológico, e fornecem benefícios inestimáveis para a sobrevivência e desenvolvimento humano (DONG et al., 2021). No entanto, segundo Li et al. (2021), o crescimento populacional e a rápida evolução social e econômica têm servido como estressores ambientais, afetando consideravelmente o capital. O consumo excessivo de recursos naturais reduz os benefícios, causando diversos impactos, cada vez mais negativos.

Dentre os inúmeros métodos quantitativos de se mensurar a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos, a pegada ecológica (*Footprint*) é considerada um indicador completo, abrangente e eficaz para avaliar a utilização de capital natural regional (AHMAD et al., 2020). A pegada ecológica habilmente liga o sistema social humano ao ecossistema natural por uma referência unificada: a área de terra biologicamente produtiva (LI et al., 2022).

Desenvolvido por Wackernagel e Rees (1996), as medidas de *Footprint*, ou seja, o consumo de recursos biológicos da humanidade, como solos agrícolas para alimentos e fibras, pesca e solos florestais para madeira, são resumidos na unidade de hectare global (gha), podendo quantificar os impactos nos serviços ecossistêmicos causados pelo consumo final em uma unidade político administrativa. Essas medidas podem ser aplicadas para analisar tanto os padrões de consumo passado ou presente (MARQUARDT et al., 2021). Podendo ainda, serem extrapolados para o futuro, ou seja, uma previsão dos padrões de consumo.

As atividades humanas dependem do fornecimento de recursos, da absorção de resíduos e de outras funções essenciais de suporte à vida que somente a natureza pode fornecer (GREEN et al., 2019). Cada um desses serviços ocupa áreas terrestres e aquáticas e, portanto, pode-se calcular quanta de área ecologicamente produtiva é necessária para sustentar exclusivamente essas atividades humanas (WACKERNAGEL, 1998), que alteram intensamente as paisagens naturais (PARRAS et al., 2020).

O aquecimento global e as mudanças climáticas são fenômenos de emergência em todo o mundo que atravessam as fronteiras nacionais (ROCHA et al., 2021). São problemas que precisam de soluções sincronizadas nos níveis e a colaboração global para ajudar os países na tomada de decisões quanto as

políticas públicas voltadas a sustentabilidade dos sistemas produtivos (GHAFOORI KHARANAGH; BANIHABIB; JAVADI, 2020; GREEN et al., 2019; ZHANG et al., 2021).

As mudanças no uso do solo estão relacionadas às mudanças climáticas tanto como um fator causal, quanto como a principal maneira pela qual os efeitos das mudanças climáticas são expressos. Como fator causal, o uso do solo influencia o fluxo de massa e energia e, à medida que os padrões de cobertura da terra mudam, esses fluxos são alterados. As alterações climáticas projetadas produzirão mudanças nos padrões de cobertura do solo em uma variedade de escalas temporais e espaciais, embora se espere que os usos humanos do solo anulem muitos efeitos (DALE, 1997).

A investigação desses fenômenos e sua sensível dinâmica no espaço tempo se aprimoram a partir da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (GIS), que oferece uma incursão moderna para as questões de gestão de ecossistemas em nível de paisagem (PISSARRA; SANCHES FERNANDES; PACHECO, 2021). As técnicas têm sido amplamente utilizadas nos trópicos para gerar informações valiosas sobre cobertura florestal, tipo de vegetação e mudanças no uso e ocupação do solo (DIMOBE et al., 2015).

Com isso, o estudo do *Footprint*, além de melhorar o conhecimento do fluxo de demanda e produção dos serviços ecossistêmicos, alteradas pela atividade humana, é importante tanto para os formuladores de políticas envolvidos na tomada de decisões sobre o uso do solo quanto para os pesquisadores do sistema terrestre que buscam reduzir a incerteza nas previsões globais (BORRELLI et al., 2020).

Assim, aplicou-se neste estudo um índice que permite comparar o comportamento do desenvolvimento da população de uma sociedade no que tange ao uso do solo nas diferentes regiões do Brasil, e explorou os efeitos da implementação do novo código florestal sobre a evolução espacial e temporal da fragmentação da cobertura florestal no município de Ribeirão Preto desde a implantação das mudanças legais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Uso do Solo

O uso do solo refere-se ao regime de manejo que os humanos impõem em um local (por exemplo, áreas urbanas com as construções e nas áreas rurais (sistemas de produção animal e vegetal), enquanto a cobertura do solo é um descritor do status da vegetação em um local (por exemplo, floresta ou cultivo) (DALE, 1997).

A análise das mudanças no uso do solo destaca processos e interações envolvendo forças motrizes socioeconômicas e condições biofísicas, e explora as características dinâmicas e auto-organizadas do uso da terra. Avaliar essas forças permite isolar relações complexas e mudanças espaço/temporais emergentes, muitas vezes representando o conhecimento de processos demorados ou a identificação de forças locais (TAVARES; PATO; MAGALHÃES, 2012).

No sistema de manejo convencional, o solo é considerado somente como suporte físico para as plantas. Esse sistema foi disseminado em todos os continentes e se baseia no emprego de pacotes químicos destinados a nutrir as plantas cultivadas. A Ecologia se refere ao sistema natural de cada local, envolvendo o solo, o clima, os seres vivos, bem como as inter-relações entre esses três componentes. Trabalhar ecologicamente significa manejar os recursos naturais respeitando a teia da vida. Sempre que os manejos agrícolas são realizados conforme as características locais do ambiente, alterando-as o mínimo possível, o potencial natural dos solos é aproveitado (PRIMAVESI, 2002, 2008).

Os modelos de uso do solo desempenham um papel importante na exploração das futuras dinâmicas de mudança do uso são fundamentais para apoiar a integração do conhecimento na ciência do sistema fundiário (VERBURG et al., 2019). Tal como acontece com outros campos científicos emergentes, avanços rápidos na modelagem do uso da terra foram feitos durante as primeiras décadas do desenvolvimento da ciência do sistema terrestre. Vários paradigmas alternativos para a modelagem de processos de mudança de uso da terra foram desenvolvidos (BROWN et al., 2013).

A magnitude e extensão das mudanças de uso do solo em muitas partes do mundo são influenciadas pelos fatores socioeconômicos e biofísicos (VIANA et al., 2019). Desmatamento, industrialização, intensificação da agricultura e o crescimento urbano (populacional) são os principais exemplos de mudanças (DIMOBE et al., 2015; LAMBIN; GEIST; LEPERS, 2003; VIANA et al., 2019). Compreender os impactos das mudanças no uso do solo e o subsequente manejo agrícola nos trópicos é de crescente pertinência, dada a sua importância como impulsionadores das mudanças ambientais e climáticas (QUEZADA et al., 2022).

A exploração desordenada do meio ambiente por busca de recursos naturais e a imprudência humana frente à preservação da natureza são os principais responsáveis pelo evento denominado Ecocídio (IHU, 2018). Segundo o estudo feito por Silva et al. (2022), esse termo busca definir e criminalizar na regulamentação ambiental, a capacidade antrópica em potencializar o processo de defaunação, objetivando-se interromper e minimizar previamente os impactos ao ecossistema e aos seres que o compõem.

A colonização europeia e o surgimento de núcleos de povoamento dependentes da exploração de recursos naturais foram processos que atraíram muitos migrantes do mundo, sobretudo quando metais preciosos eram descobertos. Cidades e povoados ganhavam muito com a imigração em massa, especialmente se a riqueza mineral ocupasse muitos anos de exploração, como ocorreu na América do Norte e no Brasil dos séculos XVIII e XIX. Para Matos (2012), esse foi o tempo da urbanização esparsa de tipo pré-industrial.

2.1.1. Agricultura e pecuária

As sociedades contemporâneas vivem em um planeta cultivado onde a agricultura cobre cerca de 38% da superfície terrestre. A humanidade depende da capacidade do solo em sustentar a produção agrícola e pecuária, que contribuem em mais de 95% da produção de alimentos global. Os sistemas agrícolas subjacentes são, ao mesmo tempo, os principais impulsionadores da degradação do solo e do meio ambiente (BORRELLI et al., 2020). A expansão agrícola em terras anteriormente florestadas tem sido uma questão particularmente preocupante (PARRAS et al., 2020; QUEZADA et al., 2022).

A agricultura fornece a maior parte do suprimento de alimentos e garante um número importante de serviços ecossistêmicos. Portanto, a agricultura de forma sustentável é vital para a segurança alimentar e apoia o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 2 (ODS 2 - fome zero) como outros ODS (ONU, 2015). Segundo Viana et al., (2022), vários estudos foram publicados em diferentes áreas do mundo com diferentes direções de pesquisa focadas em aumentar a segurança alimentar e nutricional de um perspectiva do sistema terrestre. A quantidade de alimentos disponíveis para consumo humano é afetada pela alocação de culturas para outros usos não alimentares, como ração animal, bioenergia e usos industriais (MEKONNEN; GERBENS-LEENES, 2020).

Após a conversão de áreas anteriormente utilizadas para o pastoreio, para novos usos do solo agrícola, o manejo subsequente é um importante fator determinante para apontar a direção, magnitude e taxa de mudança de uma ampla gama de propriedades do solo e processos incluindo ciclagem de nutrientes, armazenamento de carbono e atividade biológica (RHEBERGEN et al., 2020).

A água do solo (ou seja, a umidade do solo) é um fator chave que afeta a estrutura da vegetação em ambientes com limitação de água (RODRIGUEZ-ITURBE et al., 1999); por sua vez, a vegetação exerce controles vitais sobre o balanço hídrico (RODRIGUEZ-ITURBE et al., 2001) por meio de processos hidrológicos complexos e de interação mútua (PORPORATO et al., 2002).

O uso do solo pode afetar significativamente suas propriedades, como densidade do solo, condutividade hidráulica saturada, taxa de infiltração e teor de água disponível no solo (umidade) (HAGHIGHI; GORJI; SHORAFI, 2010). Sendo assim, o uso do solo pode influenciar as variações da água do solo, alterando as suas propriedades (GAO et al., 2014).

A expansão agrícola e as atividades de corte de madeira foram as principais causas diretas da degradação do solo e desmatamento (DIMOBE et al., 2015). Com a expansão dos cultivos agrícolas, frequentemente ligada ao desmatamento, sugere-se que o aumento da produtividade em solos já cultivados ou a expansão da produção apenas em solos já degradados ou abandonados poderia poupar o solo e a vegetação natural (RHEBERGEN et al., 2020). A utilização extensiva do solo para a agricultura é uma grande ameaça à conservação da biodiversidade (QUEZADA et al., 2022).

Graças ao mapeamento das áreas destinadas à preservação da vegetação nativa cadastradas no CAR (Cadastro Ambiental Rural) pelo mundo rural e das áreas protegidas do Brasil foi possível avançar no sentido de uma visão geral da paisagem no território nacional. Com base em imagens de satélite e fontes cartográficas de diversos órgãos federais e estaduais, a EMBRAPA (2018) quantificou as formas de uso do solo para agricultura e pecuária no Brasil. Essa síntese nacional é apresentada a seguir sob a forma numérica (Tabela 1).

Tabela 1. Quantificação das áreas ocupadas por agricultura e pecuária no Brasil, adaptado de EMBRAPA (2018).

CATEGORIAS	ÁREA (ha)	% DA ÁREA DO BRASIL
Pastagens nativas	68.022.447	8,0
Pastagens plantadas	112.237.038	13,2
Lavouras	66.321.886	7,8
TOTAL	246.581.371	29

2.1.2. Florestas

O uso de imagens de satélite é a única maneira viável de monitorar consistentemente a mudança da cobertura florestal em regiões muito grandes, dado o custo do inventário de campo nos trópicos e a falta de dados históricos comparáveis do inventário florestal nacional (ACHARD et al., 2014). O sensoriamento remoto possibilita a quantificação do desmatamento tropical com alta resolução espacial. Esse mapeamento aprofundado levou a avanços substanciais na análise da fragmentação continental de florestas tropicais (TAUBERT et al., 2018). A fragmentação é um dos principais impulsionadores da degradação do ecossistema, reduzindo a capacidade dos habitats de fornecer muitos serviços ecossistêmicos importantes (BRYAN-BROWN et al., 2020).

Os fragmentos florestais são áreas de vegetação natural interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais, reduzindo o fluxo de animais silvestres, pólen e sementes (LI et al., 2017). A agricultura e a urbanização são as principais fontes de nutrientes e xenobióticos que degradam a qualidade da água em corpos hídricos (BENNETT; CARPENTER; CARACO, 2001), bem como a

implantação de pastagens para a pecuária, que substituem a paisagem natural e fragmenta o ambiente meridional anteriormente ocupado por florestas no Brasil (BARBOSA et al., 2018). A caracterização ecológica dos fragmentos contribui para o manejo e conservação adequados desses remanescentes florestais, inclusive no nível da microbacia (SANTOS et al., 2016).

A conversão da vegetação nativa em agricultura e assentamentos humanos aumentou significativamente o bem-estar humano à custa da degradação de muitos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (MEA, 2005; RODRÍGUEZ-ROMERO et al., 2018). No início da década de 1980, o governo brasileiro incentivou o desmatamento de florestas nativas por colonizadores para ocupar e possuir terras amazônicas (MANN et al., 2014). Atualmente, a legislação brasileira está voltada para a conservação e restauração dessa vegetação nativa (BARBOSA et al., 2018; BRASIL, 2012b).

O Código Florestal Brasileiro representa um conjunto de leis para regular o a ocupação do solo, recursos de cobertura florestal e outros tipos de vegetação no território. O primeiro código foi instituído em 1934 e compreendia medidas importantes para a proteção das florestas, considerando o enorme desmatamento resultante das inúmeras e extensas plantações de café, cacau e cana-de-açúcar. Três décadas depois, a Lei nº 4.771/65 revogou o código anterior, impondo medidas mais rígidas para proteger as florestas do período de industrialização contemporânea. No entanto, as revisões deste novo código foram controversas porque permitiram atividades agrícolas em áreas ambientalmente sensíveis e anteriormente protegidas (BRANCALION et al., 2016; SOARES-FILHO et al., 2014).

A implementação da Lei nº 12.651/12 produziu impactos na cobertura vegetal que foram mencionados em diversos estudos (ROITMAN et al., 2018; SOARES-FILHO et al., 2014; STRASSBURG et al., 2017; VALERA et al., 2017, 2019). A lei definiu Áreas de Proteção Permanente delineadas ao longo dos cursos d'água para funcionar como amortecedor ambiental, com larguras pré-definidas. A Reserva Legal também foi definida como um percentual de uma propriedade rural que deve ser destinada a usos econômicos sustentáveis do solo. No entanto, ainda existem lacunas de informações sobre a composição, padrão e cobertura de madeira nas bacias hidrográficas e sobre a qualidade ambiental dos remanescentes florestais.

O diagnóstico abrangente e atualizado sobre o equilíbrio entre atividade econômica e proteção ambiental deve ser realizado para verificar a eficácia dessa lei vital. Vale ressaltar que, atualmente, mais da metade da cobertura vegetal natural do Brasil (53%), está localizada em terras privadas (SOARES-FILHO et al., 2014). Considerando a intensa conversão da cobertura florestal nativa em agricultura nessas terras, a legislação ambiental brasileira deve ser um instrumento para proteger os ecossistemas florestais nativos e regular as áreas de uso e cobertura da terra dentro das propriedades rurais.

No entanto, a implementação de uma estrutura efetiva é desafiadora porque a parcela de propriedades privadas onde ocorre a quebra da cobertura florestal é vasta e os proprietários dessas terras raramente são sensíveis às questões ambientais (ARAÚJO COSTA et al., 2019; BURLEY et al., 2004; GRAB et al., 2018; NIEMEYER et al., 2020). Isso é particularmente evidente no Brasil, onde os caminhos para manter os benefícios de um ecossistema no centro da produtividade agrícola ou do desenvolvimento urbano divergem consideravelmente entre as esferas econômica e conservacionista. A elaboração dos Códigos Florestais teve como objetivo delinear um equilíbrio entre esses dois interesses (FEARNSIDE, 2016; LAHSEN et al., 2016). Assim, o controle do desmatamento por meio da aplicação do Código Florestal deve ajudar a proteger a vegetação nativa dentro das terras privadas.

2.1.3. Vegetação arbustiva

Wang et al. (2019) definem a vegetação arbustiva como uma zona de transição entre floresta e pastagem em terras arenosas semi-áridas na China. A comunidade vegetal deste ecótono é uma resposta natural aos processos hidrológicos e meteorológicos no ecossistema localizado em terrenos arenosos semiáridos. O tipo de vegetação e o padrão espacial desempenham um papel importante no controle das mudanças espaciais e temporais dos processos hidrológicos nessas regiões. A mudança da estrutura da vegetação, por exemplo, altura, fração de cobertura vegetal, reflete o índice chave para a compreensão da dinâmica do ecossistema de sequeiro. Como se sabe, a invasão de vegetação arbustiva em pastagens é amplamente considerada um mecanismo de degradação de pastagens.

Pode-se considerar o bioma Cerrado, como constituinte principal da vegetação arbustiva do Brasil. Lahsen et al. (2016) afirmam que, estão ocorrendo mudanças prejudiciais nas regiões que compreendem esse bioma, ameaçando os recursos naturais que sustentam a vida e os serviços ecossistêmicos que são vitais para a maioria dos brasileiros, bem como para a viabilidade contínua da agricultura. Esta antiga região de considerável importância geológica e cultural engloba os principais desafios ambientais para a sustentabilidade e pede novas respostas da ciência e da sociedade.

Novas políticas são necessárias para promover e integrar a importância desse bioma para a nação. Isso inclui a implementação de sistemas de monitoramento sistemáticos e a melhoria da gestão dos já estabelecidos (PISSARRA; SANCHES FERNANDES; PACHECO, 2021), minimizando novas derrubadas. As áreas degradadas devem ser restauradas para cumprir as leis ambientais brasileiras existentes e os compromissos internacionais relacionados às mudanças climáticas, conservação da biodiversidade e desenvolvimento sustentável (VALERA et al., 2017). Enfrentar as ameaças a esse bioma criticamente importante, mas negligenciado, requer atenção aos problemas estruturais de governança, incluindo melhor educação e envolvimento das partes interessadas nas principais tomadas de decisões sobre a região, bem como reexame historicamente informado do caminho de desenvolvimento econômico do país.

A flora e a fauna nativas do Cerrado são altamente adaptadas ao clima árido da região. Muitas vezes é chamada de “floresta invertida” porque seus solos antigos, profundos e ácidos induzem a vegetação nativa a investir em raízes profundas: arbustos e árvores pouco visíveis acima da superfície apresentam a maior parte (até 75%) de sua biomassa – e carbono, como consequência – subterrâneo, um meio de extrair e reabastecer a água no subsolo. Os sistemas radiculares excepcionalmente longos e desenvolvidos realizam o serviço vital do ecossistema de canalizar a chuva e outras águas superficiais de volta aos reservatórios profundos do solo.

Monoculturas com raízes rasas não podem realizar os mesmos serviços ecossistêmicos de cuidado com a água. O uso significativo de água para a produção agrícola (mais de 80% da água é usada para a agricultura) torna a agricultura altamente dependente da conservação do ecossistema do Cerrado

(LAHSEN et al., 2016). A ciência de ponta com tecnologia inovadora estima que o aquífero Guarani ultrapassou seu ponto de inflexão de sustentabilidade, o que significa que mais água está sendo removida do que sendo substituída (RICHEY et al., 2015). Outras características da conversão do uso da terra – como a remoção de um dossel heterogêneo – levam a outras mudanças importantes na troca de energia e água entre a vegetação e a atmosfera (BUSTAMANTE et al., 2012; SILVÉRIO et al., 2015).

2.1.4. Vegetação úmida

Dentre os fatores que influenciam na distribuição de espécies vegetais, os fatores climáticos são considerados uns dos mais importantes, pois há uma forte correlação entre a distribuição e crescimento de plantas e características como temperatura, precipitação e luminosidade (WOODWARD; WILLIAMS, 1987). Em ambientes aquáticos, estes fatores também são importantes mecanismos que definem a distribuição das plantas, já que podemos observar diferenças na composição de espécies da região litorânea para a região limnética em lagos, assim como em uma escala temporal (MURPHY et al., 2019).

Exemplos brasileiros de incidência de vegetação úmida incluem: as reentrâncias do litoral do Maranhão; as margens do vasto complexo estuarino do Rio Amazonas; a planície costeira sul-brasileira, incluindo áreas adjacentes a Lagoa (Laguna) dos Patos – R.S.; e o Pantanal Mato-grossense, citado por Crisman et al. (1996) como o maior ambiente inundável do planeta. Segundo Dambros et al. (2018) o ecossistema da região norte do Pantanal é um mosaico de campos e florestas, distribuídos de acordo com a topografia e hidrologia desta planície de inundação, resultando em um padrão particular de distribuição da vegetação.

Ambientes de várzea tropical como o Pantanal são os maiores contribuintes para a diversidade global (MYERS et al., 2000), uma vez que a abundância de espécies e sua distribuição geralmente aumentam e ou reduzem a diversidade de cada local (SCHEINER; REY-BENAYAS, 1994). Isso também depende dos filtros ambientais (por exemplo, cheias extremas, secas e incêndios), pois podem influenciar a diversidade de forma diferente entre banco de sementes e vegetação (DE SOUZA et al., 2021)

O manguezal é um ecossistema costeiro constituído de espécies vegetais lenhosas típicas, em sua maioria angiospermas. Essas espécies vegetais são adaptadas a condições adversas, como alta salinidade, substrato com baixa concentração de oxigênio, e caracterizadas por colonizarem sedimentos de aspecto lodoso frequentemente submerso pelas marés (SANTOS; OLIVEIRA; FABRICANTE, 2021).

Sendo assim, os manguezais são zonas úmidas intertidais encontradas ao longo das costas em grande parte do mundo tropical, subtropical e temperado quente. Essas florestas fornecem serviços ecossistêmicos valiosos, incluindo a prevenção da erosão (KOCH et al., 2009), fornecendo habitat para espécies pesqueiras (NAGELKERKEN et al., 2008), protegendo as comunidades costeiras de eventos climáticos extremos (HOCHARD; HAMILTON; BARBIER, 2019) e armazenando grandes reservas de carbono azul, mitigando as mudanças climáticas globais (ATWOOD et al., 2017). Os serviços ecossistêmicos dos manguezais, como prevenção da erosão, proteção da linha costeira e mitigação das mudanças climáticas (através do sequestro de carbono), dependem do tamanho e do arranjo dos fragmentos florestais (BRYAN-BROWN et al., 2020).

Com a intensificação das mudanças climáticas, pode-se notar diversas mudanças nos ambientes úmidos. Fatores como o aumento das chuvas podem acarretar em um aumento na concentração de nutrientes na água carreados de plantações próximas aos rios e lagos (KITAN; NANG, 2020), além de causar uma redução da transparência de rios e lagos, através da erosão das áreas adjacentes e da agitação de materiais sedimentados (JALIL et al., 2019). Os ecossistemas costeiros e os serviços que prestam estão sob cerco global. Mudanças climáticas, carga de nutrientes, degradação do habitat, alteração da cadeia alimentar e poluição ameaçam sua existência (KOCH et al., 2009).

2.1.5. Superfície urbana

A superfície urbana revela variações estruturais que afetam a sustentabilidade (BUCKLE, 2009). Stokes e Seto (2019) dividiram áreas urbanas em unidades terrestres submetropolitanas que, ao contrário das fronteiras

administrativas, são baseadas em medidas objetivas do ambiente construído e natural e são comparáveis entre e dentro das áreas urbanas. Essas unidades capturam diferenças estruturais que a densidade populacional não capta. Esse esquema de classificação oferece uma caracterização baseada em processos de paisagens urbanas, onde 'urbanas' é definido pelas interações humanas e biofísicas mediadas pelo ambiente urbano e complementa os sistemas de classificação fundiária existentes, como aqueles baseados no uso do solo.

O ambiente construído altera as propriedades radiativas, térmicas e hidrológicas da superfície terrestre. Mais da metade da população mundial vive em regiões urbanas. As projeções indicam que esse número aumentará para mais de 60% até 2050 (UN, 2019). Em resposta, mais edifícios e estradas estão em construção para atender à demanda por moradia, mobilidade e recreação (GARUMA, 2018).

A expansão urbana relacionada à rápida urbanização em nações desenvolvidas e em desenvolvimento afeta o uso sustentável do solo (SEEVARETHNAM et al., 2021). O crescimento populacional e a necessidade contínua de habitação e outras amenidades, intrinsecamente ligadas às respostas humanas aos estímulos do ambiente físico e sociocultural, são razões para o aumento das áreas urbanizadas. Este processo levou ao crescimento espontâneo ou não planejado das áreas urbanas, que são tipicamente dispersas e ineficientes (SEEVARETHNAM et al., 2021; VIANA et al., 2019).

Como consequência direta do aumento das áreas urbanas, muitas vezes, há o aumento do transporte de passageiros e a diminuição da disponibilidade de terras. Além do uso direto do solo dentro das fronteiras da cidade, os sistemas de transporte também causam o uso do solo subterrâneo, principalmente para extração de matérias-primas, fornecimento de energia e de emissões de gases de efeito estufa (GASSNER et al., 2018).

A caracterização do uso do solo é importante para o planejamento urbano. É tradicionalmente realizado com pesquisas de campo ou interpretação visual de fotos, duas práticas que são demoradas e trabalhosas (SRIVASTAVA; VARGAS-MUÑOZ; TUIA, 2019).

2.2. Histórico e divisão do território brasileiro

O Brasil é um país de dimensões continentais, com imensos espaços geograficamente muito diversos (CARNEIRO FILHO; VIEIRA; SILVA, 2022). Que apresenta dificuldades seculares na ocupação do seu território, cuja população ainda hoje está concentrada na faixa litorânea e sofre os efeitos de uma industrialização retardatária, incompleta e concentrada (TAVARES, 2001). Ao longo do tempo, processos históricos muito peculiares deixaram heranças de alta heterogeneidade nas trajetórias das cinco macrorregiões brasileiras. Além da porção Sudeste-Sul, consolidaram “três mundos regionais” muito distintos: a Amazônia, o Nordeste e o Centro-Oeste (BRANDÃO, 2019).

As fortes desigualdades regionais no Brasil têm origem em um processo de ocupação territorial e em uma dinâmica de ciclos econômicos regionalmente concentrados em algumas regiões do país. A partir do processo de industrialização e integração do mercado nacional, ações do Estado e de agentes econômicos fortaleceram a concentração econômica e populacional no Sudeste (CARNEIRO FILHO; VIEIRA; SILVA, 2022; MOREIRA, 2012).

A divisão e posse da terra em regiões tropicais é um fator crítico que determina tanto a mudança no uso do solo quanto as estratégias de conservação. No Brasil, as áreas protegidas (UCs) criadas pelos governos federal, estadual ou municipal se enquadram em 12 categorias, formando dois grupos gerais de unidades de conservação (UC): Proteção Integral e Uso Sustentável (LAHSEN et al., 2016).

2.2.1. Político administrativa

A divisão político-administrativa do Brasil é regida pelo DECRETO-LEI Nº 311, de 2 de março de 1938 e está configurada em unidades de federação, onde se encontram os Estados e o Distrito Federal, e Municípios. Sendo suas dimensões espaciais e hierárquicas as principais diferenças (BRASIL, 1938).

2.2.2. Regiões

O Brasil apresenta um território de 8.515.758,7 km² da Federação (UFs), 26 Estados e o Distrito Federal. É dividido em 27 Unidades, agrupadas em cinco grandes Regiões Geográficas: Norte, Nordeste, Sudeste, Sul e Centro-Oeste,

consideradas para fins de planejamento e gestão do território. Os Estados são subdivididos em municípios, agrupados em microrregiões; que, por sua vez, são agrupadas em mesorregiões (LANDAU, ELENA CHARLOTTE MOURA, 2020).

Caracterizar as regiões (qual bioma está inserido, número de habitantes).

Nos últimos 50 anos, a população brasileira subiu de 60 para 216 milhões de habitantes, a taxa de urbanização passou de 45% para cerca de 85% e o número de municípios quase triplicou, passando para 5.565. Ao mesmo tempo, do ponto de vista econômico, testemunhou-se um processo de diversificação e desconcentração produtiva no País, com a expansão de novas frentes de ocupação, em especial, para as regiões Centro-Oeste e Norte do Brasil (BRASIL, 2022).

O Zoneamento Ecológico-Econômico tem sido percebido como o principal instrumento de planejamento e ordenamento territorial em implementação, enquanto a Zona Costeira (que apesar de representar menos de 4% do território nacional abriga cerca de 20% da população) e as Áreas Suscetíveis à Desertificação, onde vivem mais de 30 milhões de brasileiros, constituem áreas prioritárias de atuação do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2022).

2.2.3. Biomas

Bioma representa uma unidade biológica ou delimitação geográfica que engloba a área originária de um conjunto de ecossistemas terrestres com características fitosionômicas, e fauna macroclimáticas e geológicas semelhantes, que, historicamente, sofreram processos similares de formação da paisagem, resultando em uma diversidade de flora próprias (BRASIL, 2019; COUTINHO, 2006).

O termo bioma, do grego bio, que significa vida e oma, que significa grupo ou massa é amplamente utilizado (PIGATTO; LOPES, 2019). Batalha (2011) comenta que, para muitos pesquisadores, não existe um conceito único para o termo bioma. De acordo com o encontrado em Pigatto e Lopes (2019), “os conceitos como o de biodiversidade, ecossistema, dentre outros, aparecem com frequência nos discursos e podem trazer significados variados, que muitas vezes diferem daqueles originalmente configurados no campo da Ecologia”.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2019), o Brasil apresenta seis grandes Biomas: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. Essa classificação é resultado de um estudo que levou em consideração clima, vegetação, fauna e solo. E suas definições podem sofrer variações conforme a literatura consultada (LIMA; SILVA; SILVA, 2021). A divisão do território brasileiro em diferentes domínios morfoclimáticos foi proposta pelo geógrafo Aziz Nacib Ab'Saber no ano de 1970 (PIGATTO; LOPES, 2019). Um compilado desses conceitos é apresentado a seguir:

Amazônia: maior bioma brasileiro, abrangendo a Bacia do Rio Amazonas (Bacia amazônica), maior bacia hidrográfica do Mundo. Ocupa uma área equivalente a próximo da metade do território nacional, representando a maior reserva de diversidade biológica do planeta (mais de 1/3 das espécies da Terra). Abrange todos os Estados brasileiros da Região Norte (Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Roraima; parte de Rondônia, parte de Tocantins), além de parte dos Estados do Mato Grosso e do Maranhão. Apresenta clima quente e úmido durante todo o ano, com vegetação original predominantemente de grande porte, caracterizada pela floresta amazônica.

Caatinga: é o único Bioma exclusivamente brasileiro. Abrange grande parte das áreas da Região Nordeste (Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia), além de pequena extensão do norte de Minas Gerais, ocupando aproximadamente 11% da área do País. Possui clima semiárido, com vegetação predominante de médio porte, com galhos retorcidos e folhas adaptadas para a sobrevivência a períodos de estiagem, com grande frequência de cactáceas e espécies resistentes a períodos sem chuva. Em virtude de sua alta biodiversidade, o bioma é rico em recursos genéticos. Embora a Caatinga seja, geralmente, referida como um bioma árido e pouco fértil, ela surpreende com suas ilhas de umidade e solos férteis que quebram a monotonia das condições físicas e geológicas dos sertões. Nesses locais é possível produzir quase todos os alimentos e frutas peculiares aos trópicos do mundo. Essas áreas normalmente localizam-se próximas às serras, onde a abundância de chuvas é maior.

Cerrado: com mais de 2 milhões de quilômetros quadrados, o Cerrado brasileiro é o segundo maior bioma integral da América Latina, equivalente à área combinada da Inglaterra, França, Alemanha, Itália e Espanha (LAHSEN et

al., 2016). Também é o segundo maior bioma brasileiro em extensão territorial, ocupando cerca de 22% do território nacional, e abrangendo todas as Unidades da Federação da Região Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), além de parte de Estados da Região Norte (Tocantins), Nordeste (Maranhão, Piauí, oeste da Bahia), Sudeste (Minas Gerais, e pequenas áreas de São Paulo e do Paraná). Tem clima tropical sazonal, com períodos anuais de seca e chuva. A vegetação é predominantemente do tipo savânica, caracterizada por árvores esparsas e de pequeno porte que apresentam troncos retorcidos, além de arbustos e gramíneas. Dependendo da fonte considerada, inclui também áreas isoladas em quase todos os Estados da Região Norte. No Cerrado encontram-se as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul: Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata.

Mata Atlântica: ocorre predominantemente ao longo da faixa litorânea brasileira, do norte ao sul do País, e também em algumas áreas interioranas, abrigando diversas espécies endêmicas. Inclui a totalidade dos Estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro e Santa Catarina, além de parte de Estados das Regiões Nordeste (Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia), Sudeste (Minas Gerais, São Paulo), Sul (Paraná, Rio Grande do Sul) e Centro-Oeste (Mato Grosso do Sul). Dependendo da fonte de consulta considerada, inclui também áreas dos Estados de Piauí, Ceará, Goiás e sudeste de Tocantins. Apresenta clima predominantemente tropical úmido, quente e com altos índices pluviométricos. A vegetação climática predominantemente representada por árvores de médio e grande portes formando uma floresta densa e fechada.

Pantanal: representa o menor bioma do País, representando uma das maiores extensões úmidas contínuas da Terra. Ocupa aproximadamente 1,76% do território nacional (IBGE, 2019), abrangendo áreas ocidentais dos Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Tem clima tropical continental, com altas temperaturas e chuvas concentradas na época de verão. Apresenta abundância de áreas alagadiças (“pântanos”), com vegetação predominantemente formada por gramíneas, árvores de porte médio, arbustos e vegetação rasteira.

Pampa: concentra-se aproximadamente na metade sul do Estado do Rio Grande do Sul, onde o clima é subtropical, com as quatro estações bem

definidas, predominando gramíneas (pastagens naturais), arbustos e árvores de pequena a médio portes.

Além dos biomas terrestres há ambientes aquáticos representados por cursos e corpos d'água doce (rios, lagos, aquíferos subterrâneos, etc.) e salgada (oceano). Para a perpetuação da vida nos biomas, é necessário o estabelecimento de políticas públicas ambientais, a identificação de oportunidades para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade. (IBGE, 2019; LANDAU; MOURA, 2020).

2.3. Serviços ecossistêmicos

O conceito de Serviços Ecossistêmicos, entendido como os bens e serviços que os humanos obtêm do ambiente natural, foi introduzido por Ehrlich e Ehrlich (1981) como uma síntese de trabalhos anteriores focados no entendimento da dependência humana da natureza (GRIMA; SINGH, 2019). Originalmente, o conceito pretendia ser uma metáfora pedagógica para aumentar a conscientização sobre as consequências da degradação do ecossistema (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). No entanto, o conceito rapidamente cresceu em popularidade, deixando para trás a metáfora inicial para se tornar um ponto focal e uma estrutura para a pesquisa de ecossistemas (NORGAARD, 2010). Em 1992, a Convenção sobre Diversidade Biológica adotou o conceito como uma abordagem política, orientando futuras pesquisas em política (SCARLETT; BOYD, 2015). Anos depois, o relatório *Millennium Ecosystem Assessment (MEA)* (LEE; DIOP, 2009) estabeleceu um marco decisivo conectando o conceito de serviços ecossistêmicos ao bem-estar humano, trazendo o conceito para o ponto central das iniciativas de pesquisa focadas em mudanças ambientais globais (GRIMA; SINGH, 2019).

A dinâmica de um ecossistema autossuficiente influencia a oferta de recursos naturais dos quais os seres vivos se beneficiam. No entanto, a crescente transformação do meio urbano pela sociedade tem exigido cada vez mais o uso dos recursos naturais, influenciando essas dinâmicas. Atividades antrópicas, como uso inadequado do solo, emissão de poluentes e desmatamento, geram impactos negativos aos ecossistemas, afetando o fluxo

de serviços ecossistêmicos que são fundamentais para a sustentação da vida na Terra (REVERTE et al., 2020).

Desde a introdução do conceito de benefícios naturais, a comunidade científica tem se interessado cada vez mais em entender e descrever como os ecossistemas funcionam e como eles influenciam o bem-estar da população (LEE; DIOP, 2009). Em meados da década de 1990, esse conceito também passou a ter um viés econômico, denominado capital natural, e que corresponde ao estoque de recursos naturais que geram um fluxo de benefícios tangíveis e intangíveis, direta ou indiretamente úteis ao homem (REVERTE et al., 2020).

Esses benefícios são conhecidos como serviços ecossistêmicos, e os estoques de capital natural que os produzem são de extrema importância para o funcionamento do sistema de suporte à vida da Terra. Os serviços ecossistêmicos contribuem para o bem-estar humano, tanto direta quanto indiretamente, e, portanto, representam parte do valor econômico total do planeta (COSTANZA et al., 1997). Para melhor valorar os serviços ecossistêmicos, muitas técnicas foram desenvolvidas usando valores de troca, mas as técnicas diferem dependendo do serviço ecossistêmico que está sendo valorizado, sua localização e a escala dos benefícios (BRANDON et al., 2021). Exemplos incluem a polinização, que contribui para a produção agrícola; sequestro de carbono, que é avaliado pelo custo social das emissões de dióxido de carbono; e filtragem de água, que é valorizada por reduzir os custos de tratamento de água.

A categorização que costuma ser mais utilizada no meio científico é a do MEA (2005), em que os serviços são classificados em quatro categorias (LEE; DIOP, 2009):

Serviços de regulação: benefícios obtidos a partir da regulação dos processos dos ecossistemas como qualidade do ar, regulação climática, hídrica e erosiva, purificação da água, entre outros;

Serviços de provisão: produtos obtidos dos ecossistemas como: comida, água, energia, medicamentos, entre outros;

Serviços de suporte: serviços necessários para a existência de todos os outros serviços, como produção primária, fotossíntese, ciclo hidrológico, formação do solo, entre outros; e

Serviços culturais: benefícios não naturais obtidos dos ecossistemas, como diversidade cultural, valores espirituais e religiosos, valores estéticos, recreação e ecoturismo, entre outros.

Como alguns valores de serviços ecossistêmicos não comerciais não podem ser determinados pela aproximação de valores de câmbio, surgiu uma ampla gama de métodos, de não monetários a monetários e de qualitativos a quantitativos (TURNER; BAĐURA; FERRINI, 2019). Brandon et al. (2021), citam em seu estudo as técnicas de avaliação quantitativas que podem integrar vários serviços ecossistêmicos em uma estrutura monetária:

1. Técnicas de função de produção, custo e lucro, usadas na avaliação de serviços ecossistêmicos que fornecem um insumo para os negócios, como processamento de resíduos, matérias-primas (por exemplo, alimentos, fibras) e purificação de água

2. Técnicas hedônicas, usadas para estimar o valor de ecossistemas específicos que afetam os mercados imobiliários, como preços premium para casas à beira-mar.

3. Técnicas usando informações de gastos para estimar a demanda por serviços ecossistêmicos específicos, incluindo gastos defensivos (como construção de diques) e custos de viagem (para medir recreação).

4. Técnicas de preferências declaradas, como avaliação contingente e experimentos de escolha, para produzir uma curva de demanda por serviços ecossistêmicos que fornecem bens públicos.

A evolução da gestão federal de recursos naturais em direção a uma ênfase crescente nos serviços ecossistêmicos e apresentamos o contexto que está contribuindo para essa tendência. Se essa tendência se ampliará e se tornará uma parte rotineira da tomada de decisões da agência dependerá, em parte, das ferramentas técnicas disponíveis e da capacidade da agência para usá-las. No entanto, o contexto legal e as ferramentas políticas associadas também desempenharão um papel importante ao contribuir e limitar o uso de uma estrutura de serviços ecossistêmicos na tomada de decisões federais sobre gestão de recursos naturais. Nosso foco está no subconjunto de leis e

ferramentas políticas que têm ampla relevância em vários órgãos federais e naqueles que passaram por mudanças que apoiam diretamente a incorporação de serviços ecossistêmicos na tomada de decisões. (SCARLETT; BOYD, 2015)

2.4. Indicadores de governança para uso do solo

Indicadores são valores utilizados para representar algo ou alguma ação no longo do tempo, e auxiliam a direcionar decisões estratégicas e importantes no presente e no futuro. Compreender os processos que atuam como forças motrizes da dinâmica do ecossistema é útil para prever tendências de mudança e mitigar impactos futuros que podem ter efeitos negativos na prestação de serviços ecossistêmicos (SCHULZ et al., 2011).

A aplicação prática de sensoriamento remoto para avaliar a extensão da mudança da vegetação (DIMOBE et al., 2015) no Brasil, além de compreender a extensão da mudança da vegetação é particularmente importante para apoiar os esforços dos formuladores de políticas que interrompam ou pelo menos desacelerem o desmatamento no país.

Alguns indicadores são baseados em imagens monotemporais (MANANDHAR; ODEHI; ANCEVT, 2009), imagens multitemporais (ZOUNGRANA et al., 2015), ou em combinação com dados auxiliares. A classificação monotemporal é amplamente utilizada na literatura (DIMOBE et al., 2015; GBENATO HOUESSO et al., 2013; KADEBA et al., 2015) e se baseia em uma única imagem de data para o mapeamento da mudança da vegetação. O processamento de uma imagem de data única é mais rápido em comparação com a classificação multitemporal (DIMOBE et al., 2015).

Segundo Galli et al. (2020), a apropriação humana da capacidade de suporte em nível de ecossistema pode ser contabilizada por meio da Pegada Ecológica (*Footprint*), uma ferramenta de contabilidade de recursos que avalia dois critérios específicos de sustentabilidade: 1) a taxa de uso de recursos renováveis da humanidade em comparação com a capacidade da Terra de renovar esses recursos e; 2) a taxa de produção de dejetos humanos comparada à capacidade da Terra de assimilar dejetos (DALY, 1990). Esses critérios são avaliados usando duas métricas distintas: Pegada Ecológica e biocapacidade (BORUCKE et al., 2013; LIN et al., 2018). Por um lado, a Pegada Ecológica é

um quadro quantitativo para medir os recursos naturais renováveis e os serviços ecológicos exigidos pelas atividades de consumo de uma população (em escala nacional, regional, municipal ou individual); por outro, a biocapacidade mede a quantidade de recursos e serviços que os ecossistemas são capazes de fornecer a cada ano (BORUCKE et al., 2013; MANCINI et al., 2018).

A comparação da Pegada Ecológica com os valores de biocapacidade permite que ambos os princípios de sustentabilidade biofísica de Daly sejam quantificados (GALLI et al., 2016). Empregar uma análise multirregional de entrada-saída permite que os resultados da Pegada sejam divididos em partes componentes, fornecendo uma estrutura única para comparar diferentes setores produtivos ou atividades de consumo dentro da economia de uma cidade e os vários graus de pressão que exercem sobre o meio ambiente (GALLI et al., 2020).

2.5. Sensoriamento remoto e uso do solo

O sensoriamento remoto é uma técnica robusta, com banco de dados confiáveis, além de ser uma técnica eficiente, ou seja, é uma ferramenta de baixo custo. O uso de vegetação e índices de solo são essenciais para a identificação do uso do solo (PISSARRA; SANCHES FERNANDES; PACHECO, 2021). O sensoriamento remoto tem auxiliado na realização de estudos para grandes áreas e representa uma alternativa promissora para o desenvolvimento de novas metodologias que podem ser utilizadas para avaliação de riscos quanto aos usos do solo (NETO et al., 2021).

Podendo gerar dados úteis de refletância espectral que fornecem meios rápidos para monitorar e gerenciar recursos naturais. Além disso, por meio do processamento de imagens visuais e digitais é possível extrair informações biofísicas da cobertura vegetal, consideradas cruciais para elucidar processos relacionados à distribuição florestal, atividades humanas, conservação da biodiversidade, bem como processos socioeconômicos (DA SILVA et al., 2019).

O sensoriamento remoto por satélite, comumente o GIS, combinado aos dados do Radar de Abertura Sintética (SAR) são atraentes devido à sua ampla e ubíqua cobertura, disponibilidade diurna e noturna para todos os climas, repetição exata da geometria de aquisição, iluminação repetida e sensibilidade

a pequenas mudanças na geometria e estrutura dos alvos na cena (MANZONI; MONTI-GUARNIERI; MOLINARI, 2021). A interpretação visual de imagens de satélite de alta resolução espacial e/ou imagens aéreas e do Google Earth tem sido considerada

Basicamente, os sensores de sensoriamento remoto registram o fluxo radiante refletido e emitido dos materiais da superfície da Terra que um material refletiria – uma grande quantidade de energia em um determinado comprimento de onda. Em contraste, outro material refletiria menos energia no mesmo comprimento de onda. Este mecanismo resultaria na diferença entre dois tipos de materiais sendo registrados pelos sensores de sensoriamento remoto (AHMADI; PEKKAN, 2021; JENSEN; LULLA, 1987).

A maioria dos métodos de avaliação de erosão hídrica e do solo, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) amplamente utilizada (WISCHMEIER; SMITH, 1978) consideram apenas a erosão em lâminas e riachos em ambientes específicos com determinadas condições climáticas. Em alguns casos, imagens de alta resolução de satélite e aerotransportadas substituíram completamente o trabalho de campo ou as medições in situ.

Além disso, a identificação de alterações nos áreas urbanas é de grande interesse para avaliação de danos após desastres naturais, mapeamento cadastral e monitoramento do desenvolvimento urbano ou atividades ilegais, como a construção de prédios não autorizados (NETO et al., 2021). A disponibilidade de dados de sensoriamento remoto, juntamente com o aumento da demanda por resultados precisos, acelerou o desenvolvimento e a aplicação de algoritmos de aprendizado de máquina no processamento de imagens (PHINZI; HOLB; SZABÓ, 2021).

CAPÍTULO 2 – Pegada ecológica de uso do solo: abordagem dos serviços ecossistêmicos

Land Use Ecological Footprint (LUEF): brasilian ecosystem services approach

Resumo

A observação do comportamento do uso do solo indica a dinamização que os habitantes exercem sobre os serviços ecossistêmicos de uma unidade político administrativa, e é um importante fator para a tomada de decisão. As mudanças antropogênicas do uso do solo causam um desequilíbrio ecológico no ambiente e são capazes de interferir nos sistemas produtivos, pois os fatores necessários para a manutenção dos sistemas de produção podem ser consumidos limitando sua capacidade. Aplicou-se o cálculo de um índice que permite comparar o comportamento do desenvolvimento de uma sociedade no que tange ao uso do solo nas diferentes regiões do Brasil. O Land Use Ecological Footprint (LUEF) consiste na relação entre o uso/ocupação do solo (área) de uma unidade política administrativa e o número de habitantes desta mesma unidade em um determinado momento. Ao observar a regressão linear dos LUEFs, a direção da reta (valores de b), aponta o aumento ou a diminuição da demanda sobre os serviços ecossistêmicos disponíveis. O LUEF mensura a pressão exercida por um determinado número de habitantes sobre os serviços ecossistêmicos de uma unidade política-administrativa. Estes valores poderão auxiliar os tomadores de decisão para uma gestão e desenvolvimento sustentáveis. O acompanhamento do LUEF poderá ser usado para comparar temporal e espacialmente unidades políticas administrativas quanto a gestão sustentável de suas áreas.

Introdução

Compreender os impactos das mudanças no uso e ocupação do solo e o subsequente manejo agrícola e urbano nos trópicos é de crescente pertinência, dada a sua importância como impulsionadores das mudanças ecossistêmicas (QUEZADA et al., 2022).

No atual cenário mundial, o adequado uso e ocupação do solo exige o equilíbrio entre a manutenção dos serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento socioeconômico. Sem essas compensações, a conversão da cobertura natural em terras antrópicas provavelmente causará danos ambientais, com ruptura generalizada das funções e serviços do ecossistema. No território brasileiro, a competição entre a conservação da vegetação nativa e as atividades agroindustriais têm causado o desmatamento. Frequentemente, a competição evolui para graves conflitos de uso e ocupação do solo, pois a expansão das áreas produtivas reduz a capacidade do sistema de conservar serviços vitais, nomeadamente os relacionados com os recursos hídricos nas bacias hidrográficas (PARRAS et al., 2020; ZHANG et al., 2021).

Os serviços ecossistêmicos proporcionam o desenvolvimento sustentável da economia, política, sociedade, cultura e meio ambiente ecológico, e fornece benefícios inestimáveis para a sobrevivência e o desenvolvimento humano (DONG et al., 2021). No entanto, segundo Li et al. (2021), o crescimento populacional e a rápida evolução social e econômica têm servido como estressores ambientais, afetando consideravelmente o capital. O consumo excessivo de recursos naturais reduz os benefícios, causando diversos impactos cada vez mais negativos.

Dentre os inúmeros métodos quantitativos de se mensurar a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos, a pegada ecológica (*Footprint*) é considerada um indicador completo, abrangente e eficaz para avaliar a utilização de capital natural regional (AHMAD et al., 2020). A pegada ecológica habilmente liga o sistema social humano ao ecossistema natural através de uma referência unificada: a área de terra biologicamente produtiva (LI et al., 2022).

Desenvolvido por Wackernagel e Rees (1996), as medidas de *Footprint*, ou seja, o consumo de recursos biológicos da humanidade, como solos agrícolas para alimentos e fibras, pesca e solos florestais para madeira, são resumidos na unidade de hectare global (gha), podendo quantificar os impactos nos serviços ecossistêmicos causados pelo consumo final em uma unidade político administrativa. Essas medidas podem ser aplicadas para analisar tanto os padrões de consumo passado ou presente (MARQUARDT et al., 2021). Podendo ainda, serem extrapolados para o futuro, ou seja, uma previsão dos padrões de consumo.

As atividades humanas dependem do fornecimento de recursos, da absorção de resíduos e de outras funções essenciais de suporte à vida que somente a natureza pode fornecer (GREEN et al., 2019). Cada um desses serviços ocupa áreas terrestres e aquáticas e, portanto, podemos calcular quanta área ecologicamente produtiva é necessária para sustentar exclusivamente essas atividades humanas (WACKERNAGEL, 1998) que alteram intensamente as paisagens naturais (PARRAS et al., 2020).

A adoção de recursos geopolíticos e a origem cultural ao longo dos anos determinam a ação antropogênica no uso de serviços ecossistêmicos, notadamente, o solo. Os países globalizados precisam otimizar seu modelo de desenvolvimento socioeconômico, aumentar a capacidade de seus recursos ambientais e alcançar uma coordenação ecológica e o desenvolvimento socioeconômico, afinal, estes são os principais problemas que a população mundial enfrenta atualmente.

O aquecimento global e as mudanças climáticas são fenômenos de emergência em todo o mundo que atravessam as fronteiras nacionais (ROCHA et al., 2021). São problemas que precisam de soluções sincronizadas em todos os níveis e a colaboração global para ajudar os países na tomada de decisões quanto as políticas públicas voltadas a sustentabilidade do sistema produtivo (GHAFOORI KHARANAGH; BANIHABIB; JAVADI, 2020; GREEN et al., 2019; ZHANG et al., 2021).

A investigação desses fenômenos e sua sensível dinâmica no espaço tempo se aprimoram a partir da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (GIS), que oferece uma incursão moderna para as questões de gestão de ecossistemas em nível de paisagem (PISSARRA; SANCHES FERNANDES; PACHECO, 2021). As técnicas têm sido amplamente utilizadas nos trópicos para gerar informações valiosas sobre cobertura florestal, tipo de vegetação e mudanças no uso e ocupação do solo (DIMOBE et al., 2015).

Com isso, o estudo do *Footprint*, além de melhorar o conhecimento do fluxo de demanda e produção dos serviços ecossistêmicos, alteradas pela atividade humana, é importante tanto para os formuladores de políticas envolvidos na tomada de decisões sobre o uso e ocupação do solo quanto para

Figura 1. Mapa das macros divisões geopolíticas do Brasil (Sul, Sudeste, Centro-Oeste, Nordeste e Norte) e a ocorrência dos biomas pampa, pantanal, cerrado, caatinga, amazônia e mata atlântica.

Visão geral do Copernicus Global Land Service – Land cover

Como parte do serviço *Europeu Copernicus*, o *Copernicus Global Land Service* (CGLS) visa fornecer uma série de produtos biogeofísicos que descrevem o estado e a evolução da superfície terrestre à escala global, como, o Índice de Área da Folha (LAI), a Fração da Radiação Fotossinteticamente Ativa Absorvida (FAPAR), a Temperatura da Superfície da Terra, a umidade do solo e outros índices de vegetação em um intervalo de hora a 10 dias a partir de dados de satélite de Observação da Terra.

O CGLS fornece um monitoramento global sistemático da superfície terrestre da Terra com resolução espacial de 100 m (CGLS-LC100). O produto de cobertura da terra “CGLS Land Cover” oferece um esquema de cobertura do solo primário em três níveis de classificação com definições de classe de acordo com o esquema do Sistema de Classificação de Cobertura do Solo (LCCS). Além dessas classes discretas, o produto também inclui camadas de campo contínuas ou “mapas de frações” para todas as classes básicas de cobertura do solo que fornecem estimativas proporcionais de vegetação/cobertura para os tipos de cobertura do solo.

Este esquema de classificação contínua pode representar áreas de cobertura heterogênea da terra melhor do que o esquema de classificação padrão e, que pode ser adaptado para diversos fins (monitoramento, modelagem, aplicação, etc). Portanto, ao lado de um mapa discreto de cobertura da terra (LC), um conjunto de camadas de frações de cobertura é entregue, representando a cobertura percentual dos principais tipos de LC em um pixel. Isso permite que o usuário adapte o produto LC ao sua aplicação e necessidades, e para harmonizá-lo com outros mapas LC disponíveis, conforme os diversos estudos que vem consolidando a aplicação do “CGLS Land Cover” (BUCHHORN et al., 2020; KASMAEYAZDI et al., 2021; MASILIÜNAS et al.,

2021; RODRÍGUEZ-BENITO; NAVARRO; CABALLERO, 2020; SAMUELE et al., 2022; TARAMELLI et al., 2019; XIAO et al., 2022; XU et al., 2022, 2019).

Neste trabalho, para a análise espaço temporal do uso e cobertura do solo e a extração de dados para determinação do “Land Use Foot Print”, foram utilizados os produtos do *Copernicus Global Land Service - 100m (CGLS-LC100)* da terceira versão, coleção 3 (Collection 3—CGLS-LC100). O fluxo de trabalho de processamento de cobertura não é específico de um sensor e pode ser aplicado a qualquer dado de satélite, todavia, a coleção CGLS-LC100 - 3 usa dados do sensor PROBA-V. O produto CGLS-LC100 é gerado pela combinação de dados externos de alta qualidade e várias metodologias individuais comprovadas para o processamento de dados de Observação da Terra (EO), classificação/regressão, validação e comparação.

Pré – processamento: i) pré-processamento de dados, incluindo correção atmosférica e geométrica; ii) limpeza de dados por máscaras de status específicas do sensor e técnicas de detecção de valores discrepantes (temporais); iii) aplicação de técnicas de fusão de dados em vários níveis; iv) classificação supervisionada; v) inclusão de conjuntos de dados de terceiros estabelecidos por meio de regras especializadas; 6. limpeza temporal através da análise de detecção de quebra das tendências de cobertura do solo;

Geração do produto: i) geração de dados prontos para análise (ARD) PROBA-V UTM para arquivo PROBA-V completo; ii) limpeza e composição de dados para arquivo ARD completo; iii) geração anual de indicadores de qualidade para dados de entrada PROBA-V UTM ARD+; iv) fusão de dados do arquivo PROBA-V UTM 100 m e 300 m ARD+; v) geração/extração de métricas por período de três anos em torno do ano de referência; vi) geração anual de produtos de conjuntos de dados auxiliares; vii) geração de dados de treinamento para Ano Base (se necessário); viii) classificação/regressão usando modelos Ano Base; ix) classificação por época e geração de pré-produtos de camadas de frações de cobertura.

Uma explicação detalhada do fluxo de trabalho, incluindo descrições técnicas detalhadas de algoritmos, e principais resultados de validação pode ser consultados em (MARTINS; TRIGO; FREITAS, 2020). O produto principal, a

camada de mapa discreto CGLS-LC100 (Figura 2), consiste em 20 camadas e fornece um esquema primário de cobertura da terra em três níveis de classificação, 12 classes no nível 1 e até 23 classes no nível 3, com classes de acordo com o Sistema de Classificação da Cobertura da Terra da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura – FAO Land Cover Classification System (GREGORIO, 2016).

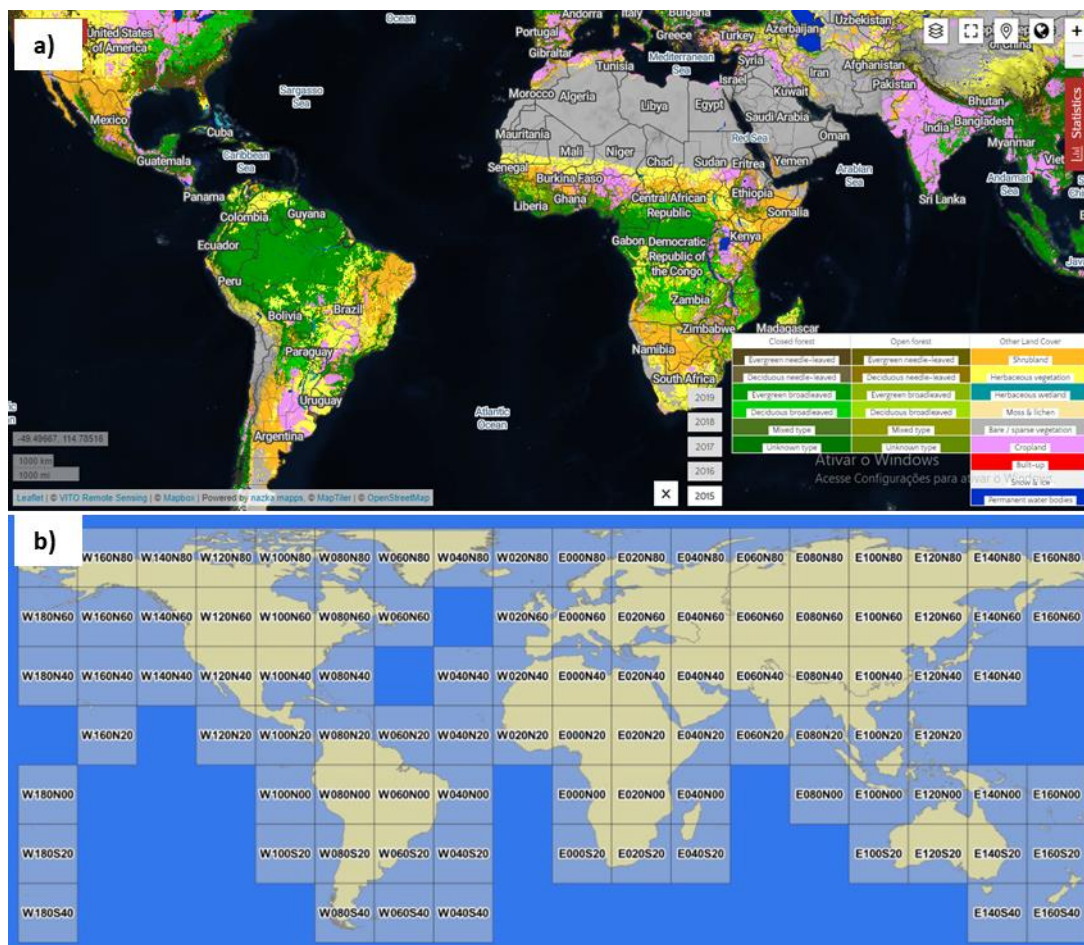


Figura 2. a) Captura de tela do visualizador Global Land Cover, 2022. Esquema das folhas de 20 x 20 graus.

O resultado é o mapa discreto adquirido das camadas do CGLS-LC100, onde na camada da conformação florestal é mostrada a distribuição de folhas perenes e de folhas largas, bem como florestas decíduas de folhas de agulha e de folhas largas. Ao lado de uma camada discreta, o produto também inclui camadas de campo contínuas ou "mapas de frações" para todas as classes

básicas de LC que fornecem estimativas proporcionais para vegetação/cobertura do solo para os tipos LC. Este esquema de classificação contínua pode representar áreas de LC heterogêneo melhor do que o esquema de classificação padrão. Além disso, as camadas de frações de cobertura permitem gerar mapas LC em diferentes esquemas de legenda (ou seja, Common Classificação Internacional de Serviços Ecosistêmicos (CICES) ou LCCS). A Unidade Mínima de Mapeamento de 100 m e abordagem de mapeamento consistente permite o uso do produto global em várias escalas, ou seja, do planejamento regional ao global.

A geração de campos contínuos de vegetação fornece estimativas proporcionais para a cobertura vegetal para todas as classes de base, ou seja, árvores, matagal, vegetação herbácea, terras de cultivo, musgo e líquen, solo nu/ vegetação esparsa, neve permanente e gelo, cobertura de água acumulada e permanente. Estas nove camadas são complementadas por uma água sazonal camada de fração de cobertura indicando a área de água sazonal dentro de um pixel. Ressalta se que esta camada extra não está mostrando a ocorrência de água, mas se uma determinada área de um pixel teve cobertura de água até 11 meses em o ano.

Uma visão geral das camadas discretas e das 10 camadas de mapas frações de cobertura é mostrada na Figura 2. As camadas LC estão disponíveis para visualização através do visualizador Global Land Cover, disponível em <https://land.copernicus.eu/global/lcviewer>. Ele exibe as várias camadas LC (mapa discreto, frações de cobertura, combinações de cores falsas de frações de cobertura) em um mapa, nos permite baixar os dados em mosaicos de 20x20 graus na projeção EPSG:4326, incluindo relatórios sobre estatísticas de LC por área administrativa. Mais informações e documentação sobre o produto CGLS-LC100 estão disponíveis no Site do Copernicus Global Land Service em <https://land.copernicus.eu/global/products/lc> (BUCHHORN et al., 2020).

A precisão geral da camada discreta no nível de classificação 1 do produto CGLS-LC100 Collection 3 atinge 80,2+/-0,7% e aproximadamente 75,4% para as classes do nível 2 (florestas fechadas e abertas). Adicionalmente, os mapas anuais do CGLS-LC100 V3.0 refletem razoavelmente bem as mudanças de cobertura do solo que ocorrem nos últimos anos globalmente (precisão geral

99,6%) e oferecem estabilidade e consistência suficientes na a precisão do mapa de cobertura do solo para os mapas anuais.

A abordagem de mapeamento CGLS-LC100 altamente adaptável e vem sendo utilizada por outros grupos de pesquisa, como o grupo NatureMap, um projeto do Centro de Monitoramento de Conservação Mundial das Nações Unidas, que criou uma camada global de manejo florestal em 100 m [42]; ou a Alimentação e Agricultura Financiado pela Organização das Nações Unidas (FAO)WaPOR (Portal de Acesso Aberto de Produtividade da Água), projeto que gerou mapas anuais de agricultura para a África a partir de 2010, estendendo a classe de culturas em agricultura irrigada e de sequeiro.

Abordagem do Land Use Ecological Footprint

A capacidade de metodologias de base biofísica, como LCA (Koellner e Geyer, 2013, Othoniel et al., 2016), análise de Emergia (Coscieme et al., 2014, Pulselli et al., 2011, Pulselli et al., 2015), Pegada Hídrica (Vanham, 2016), avaliações de biodiversidade (Schneiders et al., 2012), bem como contas de capital econômico (Costanza et al., 1997, Fisher et al., 2008) e outras formas de capital humano (Jones et al., 2016) para rastrear serviços ecossistêmicos tem sido amplamente investigado nas últimas décadas. Essas metodologias podem ser qualitativas ou quantitativas, e contabilizam a contribuição da natureza para o bem-estar humano em uma unidade de medida comum equivalente à superfície. Neste sentido a proposta do LUEF estima a pegada ecológica do uso da terra nas 5 regiões político administrativas do Brasil, considerando os serviços ecossistêmicos associados aos diferentes habitats naturais e ao uso do solo e sua contribuição para o alcance de sistemas mais sustentáveis.

Dados de uso e ocupação do solo

Para o levantamento das informações de superfície destinada aos usos específicos foram extraídos os dados de cobertura da terra do produto CGLS-LC100 da Copernicus, compreendendo a série temporal de 2015-2019, com resolução espacial dos produtos dessa plataforma é de 100m (Buchhorn et al., 2020a, b, c, d & e). Este produto disponibiliza o mapeamento e classificação discreta de 23 classes de cobertura da terra, com 12 subclasses de florestas.

Cada camada fornece valores discretos por tipo de cobertura (uso específico) para todos os pixels, em que a fração da referida cobertura exceda 1%.

Considerando os pressupostos de avaliação, demanda e conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados a cobertura natural e antropizada foram selecionamos 7 classes de cobertura específica para o processamento das camadas, incluindo camadas de cobertura vegetal associadas aos diferentes habitats naturais. Destaca se que, para a classe “floresta” foram agrupadas todas as subclassificações de florestas (mapas fracionais) em uma única camada, embora o Brasil apresenta uma alta variabilidade continental de tipologias florestais assumimos que estas formações desempenham papel semelhante no fornecimento de serviços ecossistêmico. A seguir, uma breve descrição das camadas de cobertura do solo selecionadas de acordo com Buchhorn et al. (2020):

Vegetação Arbustiva: Plantas lenhosas perenes com caules persistentes e lenhosos e sem caule principal definido com menos de 5 m de altura. A folhagem do arbusto pode ser perene ou decídua.

Vegetação Herbácea: Plantas sem caule persistente ou brotos acima do solo e sem estrutura firme definida. A cobertura de árvores e arbustos é inferior a 10%.

Agricultura e pecuária: Vegetação/agricultura cultivada e manejada. Terras cobertas com culturas temporárias seguidas de colheita e um período de solo nu (por exemplo, sistemas de cultivo único e múltiplo). Observe que as culturas lenhosas perenes serão classificadas como o tipo de cobertura florestal ou arbustivo apropriado.

Superfície urbana: Terreno coberto por edifícios e outras estruturas feitas pelo homem.

Vegetação úmida: Terrenos com mistura permanente de água e vegetação herbácea ou lenhosa. A vegetação pode estar presente em água salgada, salobra ou doce.

Floresta: a camada A classe de florestas no nível 1 agrupa as subclasses do nível 2 e 3 de classificação, que distingue ainda mais os tipos de floresta

(floresta aberta e floresta fechada). Aqui são consideradas uma cobertura de 17 a 70% por copas de árvores que se referem a florestas ombrófilas, decíduas, latifoliadas, aciculifoliadas e ou combinadas com outras formações vegetais mistas (arbustiva e herbácea).

Outros usos: Esta camada agrupa os demais usos que ocorrerão em menor expressividade ou alta sazonalidade, como corpos d'água, solo exposto e agrupamentos rochosos.

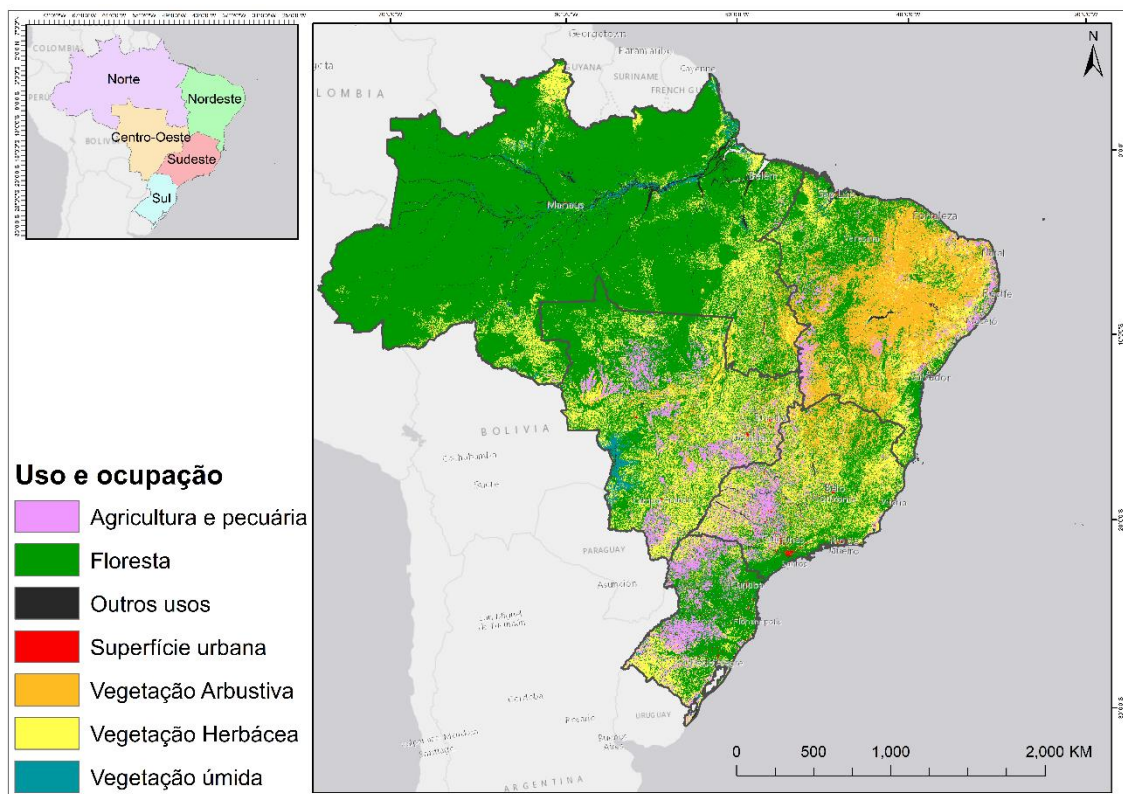


Figura 3. Mapa das macrorregiões do Brasil e superfícies ocupadas pelos usos: agricultura e pecuária, floresta, superfície urbana, vegetação arbustiva, vegetação herbácea, vegetação úmida e outros usos.

Processamento dos dados

O Brasil é composto por 6 imagens *rasters* com dimensões de 20° x 20° disponíveis na base de dados, por tanto para ser possível processar os dados referentes ao país as imagens foram processadas da seguinte maneira:

i) de cada imagem *raster* foram processadas separadamente e de cada uma foram selecionados os pixels que estão contidos dentro do território brasileiro, utilizando a ferramenta *extract by mask* do software ArcGis;

ii) a função *merge* foi utilizada para unir os novos arquivos *rasters* em um único (que representa todo o território brasileiro) para cada ano;

A análise zonal foi feita com base nas macros divisões geopolíticas do Brasil, sendo esta composta por 5 regiões: Sul, Sudeste, Centro-Oeste, Nordeste e Norte. Para isso utilizamos a função *zonal histogram* do software ArcGis, essa função faz a contagem de quantos pixels de determinado uso e ocupação tem nas regiões citadas, a quantidade de pixels foi utilizada para se obter a área ocupada por cada uso na série temporal, multiplicando-os pela área do pixel (10000 m²).

$$Area (LU) = \left(\sum_{i=1}^n pixel_n \right) \times 10000$$

Onde n é a quantidade de pixel observada na região para um determinado uso do solo.

Após a determinação da área foi realizada a conversão para porcentagem em relação as unidades político administrativas para cada uso e ocupação e para aplicação no *LUEF* e análises estatística dos dados.

Land Use Ecological Footprint (LUEF)

Para qualquer uso e ocupação do solo são estabelecidas relações de conservação ou perda dos serviços ecossistêmicos, a pegada ecológica do uso e ocupação do solo rastreia a demanda humana pelos serviços ecossistêmicos relacionados a superfície destinada aos usos específicos dentro dos limites geográficos de uma unidade político administrativa. Assim, o LUEF é uma razão entre a quantidade de habitantes por área ocupada de cada uso específico, calculado por meio da equação geral abaixo:

$$LUEF = \frac{ALU}{P}$$

Onde:

P = população, número de habitantes da unidade político administrativa;

ALU = área destinada ao uso do solo da unidade político administrativa;

$LUEF$ = Pegada ecológica do uso do solo

Análise de dados

Análise de Regressão

A análise de regressão tem por objetivo relacionar duas ou mais variáveis, para isso existem diferentes métodos, neste estudo utilizamos o método de Mínimos Quadrados Ordinários (OLS), que visa minimizar o erro do modelo, por meio da regressão linear simples

$$\hat{y}_i = \alpha + \beta x_i + e_i \quad (1)$$

Onde \hat{y}_i é o valor estimado da variável dependente para a observação i , α é o coeficiente linear ajustado (intercept), β é o coeficiente angular, x_i é a variável independente (preditor) na observação i e e_i é o erro associado a observação i .

Agrupamento (dendograma)

Para comparar e interpretar os LUEFs gerados, foram utilizados modelos estatísticos multivariados. A análise de agrupamento (cluster), representada pelo gráfico de dendograma, foi realizada no R (R core team, 2022) utilizando a biblioteca padrão. O algoritmo utilizado foi o método de Ward (1963), que se baseia na perda de informação resultante dos agrupamentos, para isso o algoritmo utiliza a distância euclidiana (Eq. X) entre as classes (Uso e ocupação e Regiões, respectivamente) para seus cálculos, e, quanto mais próximo de zero for a distância euclidiana, mais similares são os objetos comparados.

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^n (x_{ik} - x_{jk})^2}$$

Onde d_{ij} é a distância euclidiana entre x_i e x_j para os k -ésimos atributos que os descrevem.

Resultados

Na região sul, as superfícies cobertas por vegetação arbustiva, vegetação herbácea e outros usos diminuíram, e floresta, até o ano de 2017, diminuiu, enquanto agricultura e pecuária, superfície urbana e vegetação úmida aumentaram sua cobertura (Tabela 1). Com redução de 0,9%, 1,93%, 26,95% e 0,28% e incremento de 0,23%, 0,52% e 34,86% respectivamente (Figura 4). O LUEF para a vegetação herbácea, vegetação arbustiva, lavoura, floresta e outros usos diminuíram. A vegetação úmida aumentou (Tabela 2). Para esta região, a regressão linear foi significativa a 5% de probabilidade para todos os usos (Tabela 3).

Na região sudeste, as superfícies cobertas por vegetação arbustiva, vegetação herbácea, floresta e outros usos, diminuíram ao longo dos anos. Agricultura e pecuária, superfície urbana e vegetação úmida, aumentaram sua cobertura (Tabela 1). Com redução de 1,60%, 1,96%, 0,18% e 12,99% e incremento 3,52%, 0,52% e 75,67% respectivamente (Figura 4). O LUEF para a vegetação arbustiva, vegetação herbácea, superfície urbana, floresta e outros usos diminuiu. Já para agricultura e pecuária e vegetação úmida o LUEF aumentou (Tabela 2). A regressão linear foi significativa a 10% de probabilidade para agricultura e pecuária e para os demais usos a regressão linear foi significativa a 5% (Tabela 3).

Os usos que diminuíram na região centro-oeste foram, vegetação arbustiva, vegetação herbácea, floresta e outros usos. Agricultura e pecuária, superfície urbana e a vegetação úmida aumentaram a superfície de cobertura (Tabela 1). Com redução de 1,50%, 2,24%, 0,68% e 38,61% e incremento 2,89%, 1,05% e 39,47% respectivamente (Figura 4). O LUEF para todos os usos diminuiu, exceto para vegetação úmida (Tabela 2). A regressão linear foi significativa a 5% para os todos os usos (Tabela 3).

Na região nordeste, o uso e ocupação de vegetação arbustiva e outros usos diminuiu. A vegetação herbácea diminuiu até o ano de 2018 e floresta até o ano de 2017. Os demais usos aumentaram (Tabela 1). Com redução de 4,71% e 74,19% e incremento de 2,10% para a vegetação herbácea, 0,69% para floresta, 11,87% para lavoura e pecuária, 2% urbano e 108% vegetação úmida

(Figura 4). O LUEF para todos vegetação úmida aumentou e para os demais usos diminuiu (Tabela 2). A regressão linear foi significativa a 10% de probabilidade para vegetação arbustiva e agricultura e pecuária e significativa a 5% para vegetação úmida (Tabela 3).

Na região norte, a vegetação arbustiva, vegetação herbácea, floresta e outros usos diminuíram. Agricultura e pecuária, superfície urbana e vegetação úmida aumentaram sua cobertura (Tabela 1). Com redução de 1,57%, 4,13%, 0,12% e 4,47% e incremento de 10,21%, 1,19% e 43,08% (Figura 4). O LUEF diminuiu para vegetação arbustiva, vegetação herbácea, superfície urbana, floresta e outros usos. E aumentou para agricultura e pecuária e vegetação úmida (Tabela 2). A regressão linear foi significativa a 5% para todos os usos (Tabela 3).

Tabla 1. Área em Km² de vegetação arbustiva, vegetação herbácea, agricultura e pecuária, superfície urbana, vegetação úmida, floresta e outros usos para todas as regiões do Brasil.

Região	Ano	Vegetação arbustiva	Vegetação herbácea	Agricultura e Pecuária	Superfície Urbana	Vegetação úmida	Floresta	Outros
Sul	2015	302601	1126357	1401800	566127	776355	13166669	945081
	2016	300561	1118390	1402086	564494	846202	13149546	720351
	2017	300426	1114408	1404361	566472	911095	13152912	713856
	2018	301881	1109379	1407648	567717	983578	13163275	963302
	2019	299868	1104581	1405020	569044	1047189	13129106	690362
Sudeste	2015	9730272	27678147	10869820	1116738	372591	30409831	984211
	2016	9698918	27553758	10923349	1116849	433687	30350452	973177
	2017	9674528	27428707	11045127	1119277	516288	30316144	852659
	2018	9648081	27307211	11163635	1120974	596893	30269773	919833
	2019	9574677	27134866	11252012	1122588	654547	30355070	856370
Centroeste	2015	7538743	44384696	16458533	291738	2586315	65573224	1308251
	2016	7526727	44166923	16530151	292370	2830398	65451983	789348
	2017	7481868	43867087	16669123	293165	3196180	65274762	802615
	2018	7455565	43488504	16909630	293991	3478661	65150228	807021
	2019	7425883	43389932	16934957	294807	3607253	65127541	803127
Nordeste	2015	52353211	26008706	8014702	492362	573355	41198866	2865398,00
	2016	52276979	25949116	8060334	495320	725938	41159941	730972,00
	2017	52119189	25898213	8169629	496817	879610	41089877	671065,00
	2018	51766791	25807600	8341157	501129	1067460	41133300	710163,00
	2019	49887696	26554236	8966362	502220	1194323	41483367	739396,00
Norte	2015	6082391	14332973	1218170	199434	3375897	270769431	22129804
	2016	6050313	14187609	1239224	200692	4004813	271080709	21304440
	2017	6025126	13957391	1283292	200861	4364633	270659102	21202695
	2018	5998205	13799515	1324377	201372	4734255	270502332	20941344
	2019	5986643	13741409	1342606	201809	4830312	270452595	21140126

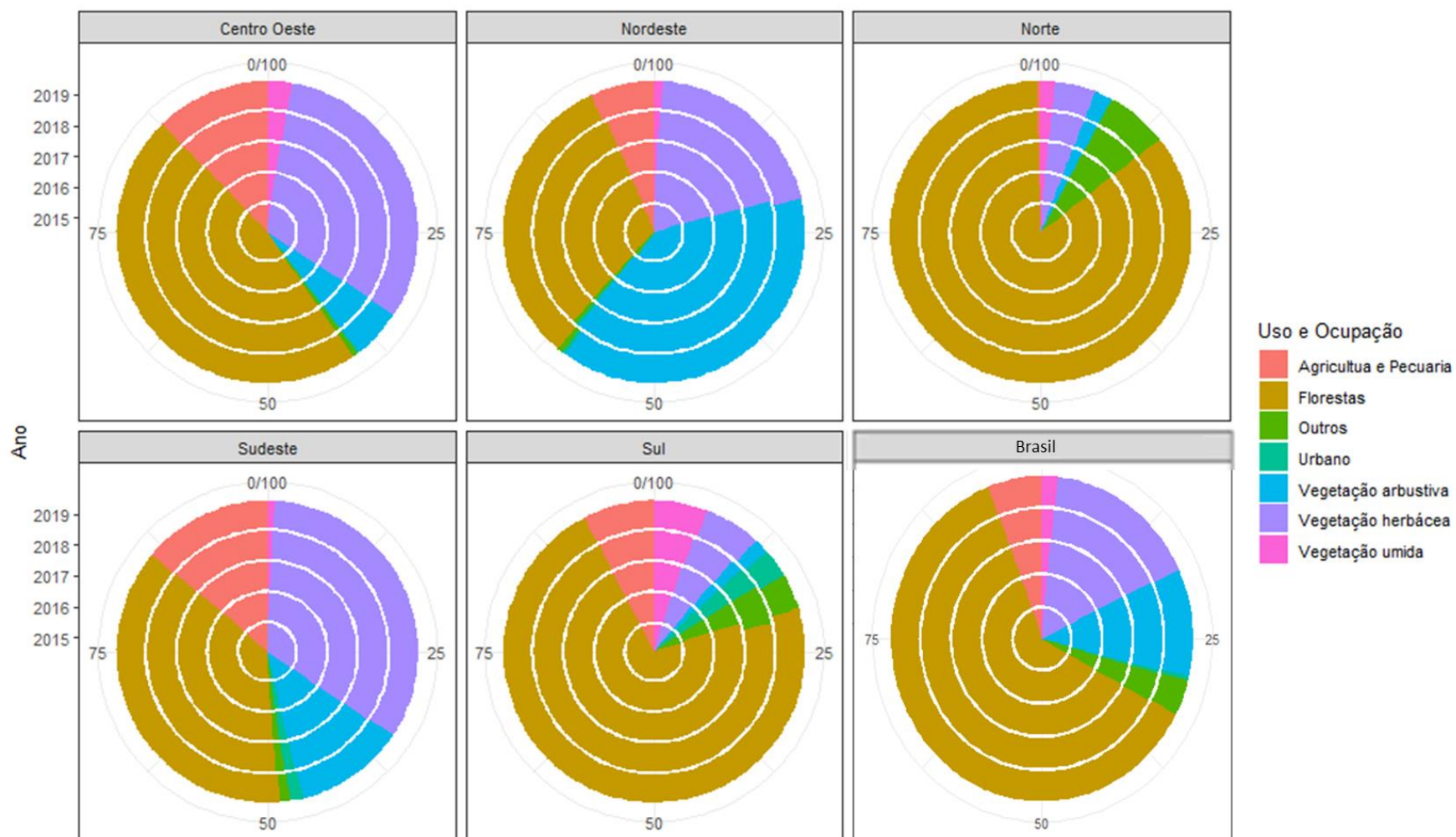


Figura 4. Representação em porcentagem dos diferentes usos e ocupações do solo de todas as regiões do Brasil.

Tabla 2. *Land Use Ecological Footprint* (LUEF) em metros quadrados por habitante de vegetação arbustiva, vegetação herbácea, agricultura e pecuária, superfície urbana, vegetação úmida, floresta e outros usos para todas as regiões do Brasil.

Região	Ano	Vegetação arbustiva	Vegetação herbácea	Agricultura e pecuária	Superfície urbana	Vegetação úmida	Floresta	Outros
Sul	2015	0,0104	0,0385	0,0480	0,0194	0,0266	0,4504	0,0323
	2016	0,0102	0,0380	0,0476	0,0192	0,0287	0,4467	0,0245
	2017	0,0101	0,0376	0,0474	0,0191	0,0307	0,4437	0,0241
	2018	0,0101	0,0373	0,0473	0,0191	0,0331	0,4424	0,0324
	2019	0,0100	0,0368	0,0469	0,0190	0,0349	0,4380	0,0230
Sudeste	2015	0,1135	0,3228	0,1268	0,0130	0,0043	0,3547	0,0115
	2016	0,1123	0,3191	0,1265	0,0129	0,0050	0,3515	0,0113
	2017	0,1113	0,3155	0,1270	0,0129	0,0059	0,3487	0,0098
	2018	0,1100	0,3113	0,1273	0,0128	0,0068	0,3451	0,0105
	2019	0,1083	0,3071	0,1273	0,0127	0,0074	0,3435	0,0097
Centroeste	2015	0,4882	2,8742	1,0658	0,0189	0,1675	4,2464	0,0847
	2016	0,4806	2,8202	1,0555	0,0187	0,1807	4,1793	0,0504
	2017	0,4713	2,7631	1,0500	0,0185	0,2013	4,1116	0,0506
	2018	0,4635	2,7035	1,0512	0,0183	0,2163	4,0501	0,0502
	2019	0,4557	2,6624	1,0391	0,0181	0,2213	3,9963	0,0493
Nordeste	2015	0,9256	0,4598	0,1417	0,0087	0,0101	0,7284	0,0507
	2016	0,9185	0,4559	0,1416	0,0087	0,0128	0,7232	0,0128
	2017	0,9103	0,4523	0,1427	0,0087	0,0154	0,7177	0,0117
	2018	0,9120	0,4547	0,1470	0,0088	0,0188	0,7247	0,0125
	2019	0,8741	0,4653	0,1571	0,0088	0,0209	0,7269	0,0130
Norte	2015	0,3481	0,8203	0,0697	0,0114	0,1932	15,4968	1,2665
	2016	0,3417	0,8012	0,0700	0,0113	0,2262	15,3086	1,2031
	2017	0,3359	0,7782	0,0715	0,0112	0,2433	15,0901	1,1821
	2018	0,3299	0,7590	0,0728	0,0111	0,2604	14,8773	1,1517
	2019	0,3248	0,7456	0,0728	0,0109	0,2621	14,6738	1,1470

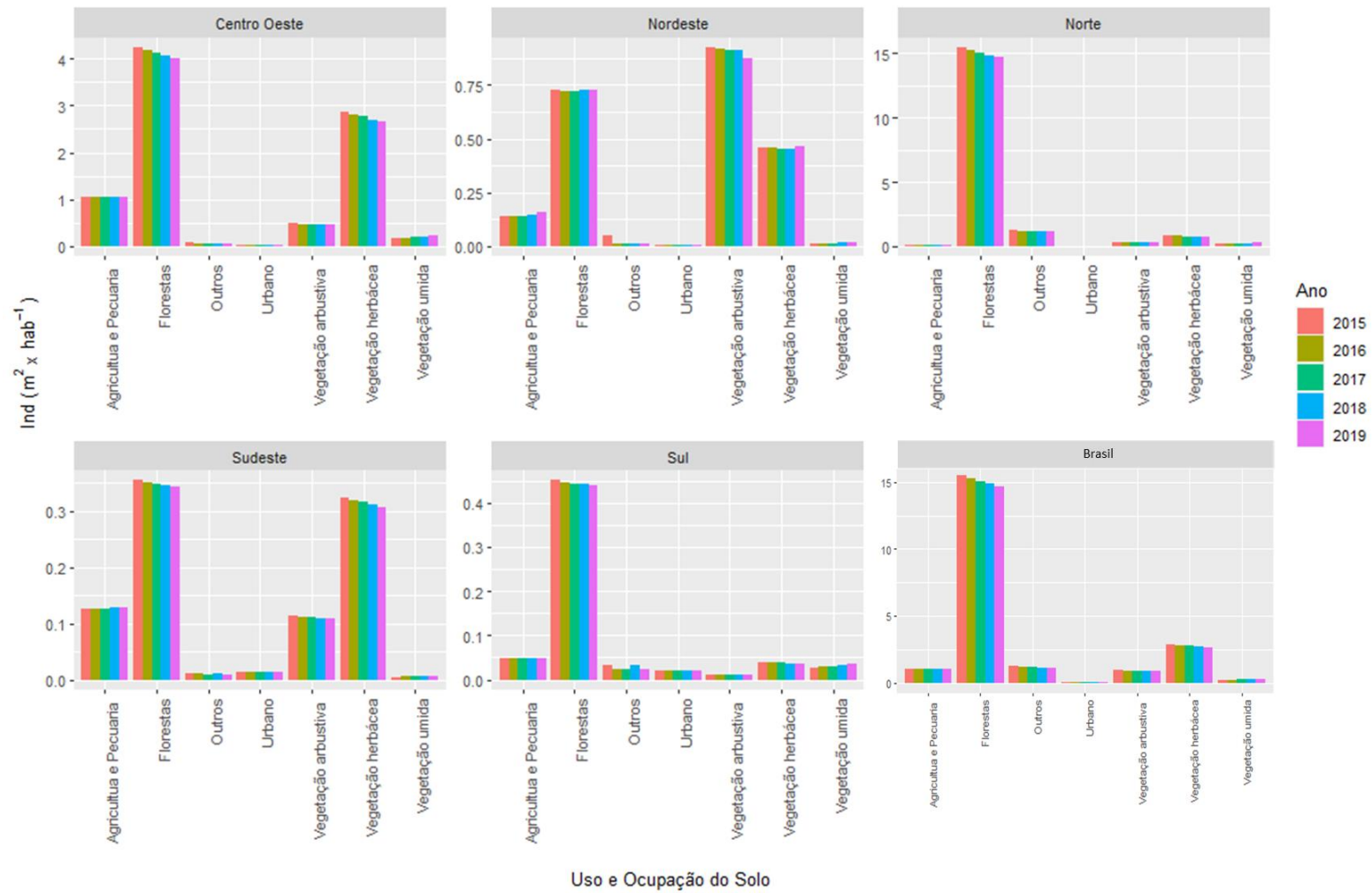


Figura 5. LUEF em m²/habitante dos diferentes usos e ocupações do solo de todas as regiões do Brasil.

Tabla 3. Valores da regressão linear (a, b, R² e p-value) para os usos de vegetação arbustiva, vegetação herbácea, agricultura e pecuária, superfície urbana, vegetação úmida, floresta e outros usos nas regiões do Brasil.

Região	LUC	Linear Coef. (a)	Angular. Coef (b)	Adj. R2	p-value
Norte	Vegetação Arbustiva	12,1100	-0,0058	0,998	2,38E-05*
	Agricultura e Pecuaria	-1,7660	0,0009	0,8937	0,009787*
	Floresta	434,1000	-0,2077	0,9993	4,75E-06*
	Vegetação Herbácea	39,4600	-0,0192	0,9904	0,0002586*
	Vegetação Úmida	-34,4447	0,0172	0,8794	0,01187*
	Superfície Urbana	0,2508	-0,0001	0,9924	0,0001816*
Nordeste	Vegetação Arbustiva	22,9900	-0,0110	0,6718	0,05625**
	Agricultura e Pecuaria	-7,1440	0,0036	0,6741	0,05563**
	Floresta	0,4125	1,0430	0	0,9232 ^{ns}
	Vegetação Herbácea	-1,4840	0,0010	0,0899	0,624 ^{ns}
	Vegetação Úmida	-5,5580	0,0028	0,9947	0,0001056*
	Superfície Urbana	-0,0549	0,0000	0,4061	0,1488 ^{ns}
Centroeste	Vegetação Arbustiva	17,0500	-0,0082	0,9986	1,45E-05*
	Agricultura e Pecuaria	12,6800	-0,0058	0,8552	0,01572*
	Floresta	131,1000	-0,0629	0,9972	4,10E-05*
	Vegetação Herbácea	111,7000	-0,0540	0,9958	7,43E-05*
	Vegetação Úmida	-28,7000	0,0143	0,959	0,002313*
	Superfície Urbana	0,4214	-0,0002	0,9981	2,27E-05*
Sudeste	Vegetação Arbustiva	2,6480	-0,0013	0,9894	3,03E-04*
	Agricultura e Pecuaria	-0,2565	0,0002	0,6419	0,06465**
	Floresta	6,1300	-0,0029	0,9861	4,55E-04*
	Vegetação Herbácea	8,2260	-0,0039	0,9982	2,07E-05*
	Vegetação Úmida	-1,5890	0,0008	0,994	0,0001291*
	Superfície Urbana	0,1541	-0,0001	0,9231	0,005986*
Sul	Vegetação Arbustiva	0,1636	-0,0001	0,8665	0,01388*
	Agricultura e Pecuaria	0,5492	-0,0002	0,944	0,0037*
	Floresta	6,1300	-0,0029	0,9861	0,0004551*
	Vegetação Herbácea	0,8594	-0,0004	0,9882	0,0003544*
	Vegetação Úmida	-4,2050	0,0021	0,9982	2,13E-05*
	Superfície Urbana	0,2007	-0,0001	0,8406	0,01822*

Nas variáveis da árvore diagramática originada da análise de Cluster para LUEF, a partir das distancias euclidianas, há a formação de dois grandes grupos. O primeiro grupo foi composto pelo LUEF floresta, que apresentou um comportamento temporal e espacial diferente dos outros LUEFs e maior distância euclidiana (Figura 6).

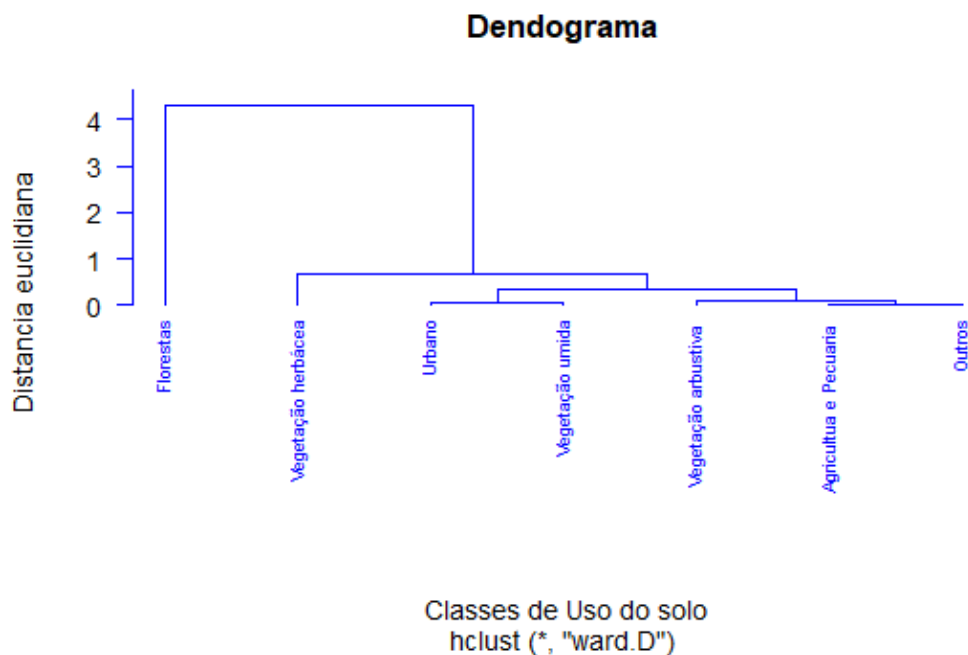


Figura 6. Análise de *Cluster* para LUEF Florestas, vegetação herbácea, urbano, superfície aquática, vegetação úmida, agricultura e pecuária, vegetação arbustiva e outros usos.

A árvore diagramática originada da análise de cluster para regiões, também foi dividida em dois grandes grupos, o primeiro compreende as regiões nordeste, sudeste e sul, e o outro grupo para centro-oeste e norte (Figura 7).

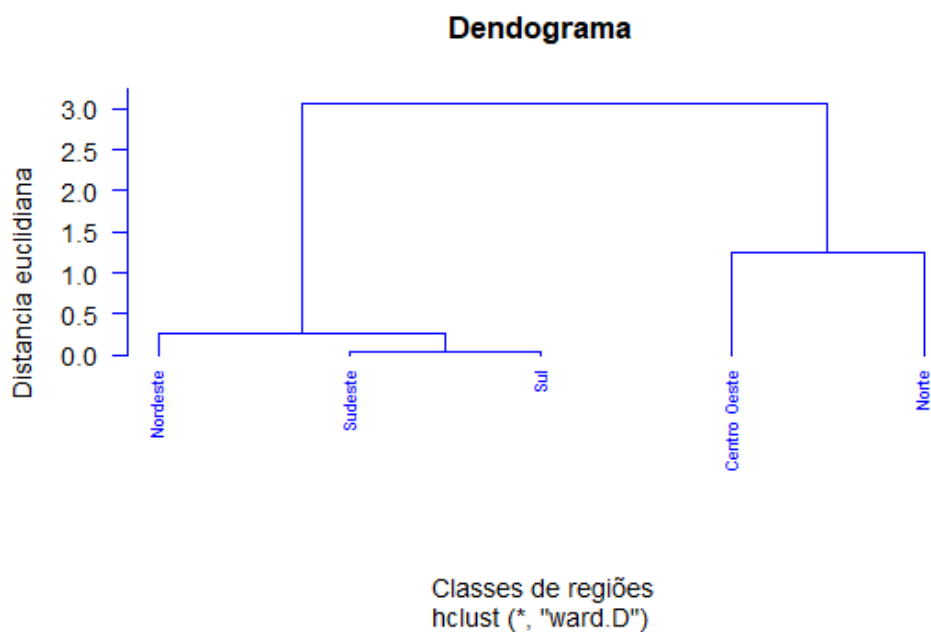


Figura 7. Análise de *Cluster* para LUEF pelas regiões.

Discussão

A partir da observação dos LUEFs, os LUEFs floresta apresentam as maiores diferenças de área por habitante (Figura 5), uma vez que a maior concentração populacional está alocada nos grandes centros urbanos, principalmente nas regiões sul e sudeste, exemplificados pela região metropolitana de São Paulo que concentra 19,6 milhões de habitantes, o maior número em todo o país. Em seguida, aparecem a região metropolitana de Porto Alegre e Belo Horizonte (IBGE, 2016), e que as maiores extensões territoriais são encontradas nas regiões menos populosas do país (norte e centro-oeste), que apresentam os maiores LUEFs florestais, a explicação está relacionada, por exemplo, ao bioma Amazônia, presente nas duas regiões, que preserva 75,7% da cobertura natural (IBGE, 2020).

As florestas tropicais apresentam comportamento neutro para o ciclo global do carbono, porém, quando desmatadas e convertidas em outros usos, impactam negativamente no balanço de dióxido de carbono atmosférico e consequentemente no aquecimento da temperatura global (Mitchard, 2018; IPCC, 2022). O uso do solo floresta, principal representante de uso equilibrado dos serviços ecossistêmicos, por apresentar inúmeros benefícios ecológicos (HASAN et al., 2020), entre eles, a infiltração de água (RODRIGUEZ-ITURBE et al., 2001), que é favorecida pelo maior volume radicular das árvores de grande porte, que aumenta os poros do solo (SILVA et al., 2017), favorecendo ainda a ciclagem de nutrientes, a exemplo da relação carbono e nitrogênio (MAN et al., 2020). Equilibrando a qualidade e disponibilidade dos serviços ecossistêmicos (SCHULZ et al., 2011). Um maior valor de metragem quadrada por habitante do uso floresta, garante um melhor balanço entre o consumo e a disponibilidade dos recursos naturais (DAMINELLO, 2015).

As florestas secundárias são componentes cada vez mais importantes das paisagens modificadas pelo homem nos trópicos. As vias de sucessão, no entanto, podem variar enormemente entre e dentro das paisagens, com taxas de rebrota, estrutura da vegetação e composição de espécies divergentes. Enquanto as condições climáticas e edáficas geram variações entre as regiões, a história do uso da terra desempenha um papel central na condução de caminhos sucessionais alternativos em paisagens modificadas pelo homem (JAKOVAC et al., 2021).

Seguido pelo LUEF vegetação arbustiva, que apresenta as mesmas características do LUEF floresta, porém, em menor escala, já que a floresta possui maior biomassa vegetal por área (LI et al., 2017). Este LUEF (Figura 5), melhor

representado pelos biomas caatinga e cerrado, presente predominantemente nas regiões centro-oeste e nordeste, apresentou uma diminuição do seu índice ao longo do tempo em todas as regiões do Brasil. Relaciona-se a este fator, o aumento da população e a diminuição da área total. Durante o processo de sucessão ecológica dos biomas brasileiros mata atlântica, amazônico e cerrado ocorre o aparecimento de vegetação arbustiva, podendo ser substituída posteriormente por floresta ou, caso esteja em processo de degradação, por vegetação herbácea, o que explica as mudanças nos valores de área deste uso e ocupação do solo. Especificamente, na região nordeste, a redução deste LUEF, pode ser explicado pelo aumento do LUEF agricultura e pecuária, fazendo relação ainda com o aumento do LUEF urbano, comportamento similar apresentado no levantamento feito por Hasan et al. (2020).

Os maiores LUEFs vegetação herbácea, são encontrados nas regiões centro-oeste e sudeste (Figura 5), conseqüentemente, essas regiões apresentam maiores área cobertas pelo bioma cerrado, que apresentam esta característica (BRASIL, 2019), seguido pelas regiões nordeste, sul e norte, que apresentam áreas de vegetação herbácea em faixas de transição de biomas ou em biomas como o pampa, no sul do Brasil.

O desflorestamento é um dos principais responsáveis pela diminuição do LUEF floresta em detrimento do LUEF vegetação herbácea, sendo que a redução da qualidade e disponibilidade dos serviços ecossistêmicos relaciona-se ao menor número de fauna e flora, causando redução na fertilidade do solo, aumento de erosão devido ao solo pouco coberto, e aparecimento de vegetação de menor porte. A vegetação natural herbácea no Pampa, por exemplo, sofreu redução de 15.607 km² entre 2000 e 2018. No período de 2000 a 2018, as maiores áreas convertidas de áreas naturais em outros usos da terra (antrópicos) foram, 58,0% em área agrícola, e 18,8% em silvicultura (IBGE, 2020).

A vegetação úmida, encontrada em sua maior parte ao redor de corpos d'água, quando relacionada a população, teve incremento em todas as regiões do Brasil. Uma parte explicada pela modificação da vegetação no entornos desses corpos d'água (VALERA et al., 2019), que impacta no assoreamento de rios e lagos e outra parte encontra explicação na implementação do código florestal (BRASIL, 2012a), que impõe a recomposição das áreas ao redor de corpos d'água por vegetação nativa e foi implementado no ano de 2012 (PARRAS et al., 2020), que pode influenciar os resultados encontrados. Essas características tornam o LUEF

vegetação úmida (Figura 5), um importante indicador de alterações no uso e ocupação do solo, pois além de ser impactado diretamente por políticas públicas, nesta área acontece grande parte da ciclagem, proteção e manutenção dos serviços ecossistêmicos, a exemplo do bioma pantanal concentrado na região centro-oeste, e das regiões de mangue, onde grande parte dos animais aquáticos se alimentam e se reproduzem (BRASIL, 2019).

Globalmente, as florestas de mangue ricas em carbono são desmatadas e degradadas devido à mudança de uso e ocupação do solo. O impacto do desmatamento de manguezais nas emissões de carbono tem sido relatado em escala global; no entanto, a incerteza permanece em escalas subnacionais devido à variabilidade geográfica e limitações de dados de campo (SASMITO et al., 2020). As zonas húmidas ajudam a manter o equilíbrio ecológico numa área, mas estão diminuindo rapidamente em todo o mundo. O cultivo intensivo e o declínio dos níveis das águas subterrâneas na área estão afetando negativamente a zona úmida. Isso exige o monitoramento regular dos componentes estruturais das zonas úmidas e da qualidade da água, juntamente com um plano urgente para conservação, reabilitação e gestão do ecossistema das zonas úmidas (SINGH; BHARDWAJ; VERMA, 2020), a exemplo do pantanal.

A agricultura e a pecuária são componentes essenciais do ambiente ecológico de um país porque fazem parte de um dos serviços de abastecimento mais importante e deve ser gerido de forma sustentável para proteger o meio ambiente e alimentar os seres humanos (YAN et al., 2009). A manutenção de grande diversidade de plantas em uma mesma área é uma estratégia da natureza para construir maiores níveis de estabilidade na produção biológica (PRIMAVESI, 2008). A conversão da vegetação nativa em agricultura e assentamentos humanos aumentou significativamente o bem-estar humano à custa da degradação de muitos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (MEA, 2005; RODRÍGUEZ-ROMERO et al., 2018).

Segundo o IBGE (2020), a classe de vegetação florestal no bioma Amazônia deu lugar, sobretudo, a áreas de pastagem com manejo, que passaram de 248.794 km² em 2000 para 426.424 km² do bioma em 2018, que representou 31% das conversões de ocupações em área florestal. Os LUEFs agricultura e pecuária (Figura 5), tem importante relação na redução do LUEF floresta. Este LUEF está presente em todo o território nacional, obtendo seus maiores valores de m²/hab nas

regiões centro-oeste e sudeste. Este uso, é responsável pela produção e abastecimento de alimentos, garantindo segurança alimentar e fome zero como elencado no ODS 2 (ONU, 2015), mas, quando feito em detrimento de desmatamento, e manejos inadequados, além de pouco produtivo, apresenta saldo negativo nos fluxos dos serviços ecossistêmicos (DE MENDONÇA et al., 2022; PISSARRA; SANCHES FERNANDES; PACHECO, 2021).

No Cerrado, que é composto predominantemente de vegetação herbácea, arbustiva e arbórea de pequeno porte, houve expansão contínua e acelerada da agricultura, cuja área cresceu 102,6 mil km², entre 2000 e 2018 (IBGE, 2020). O aumento do LUEF agricultura e pecuária geralmente, é acompanhado da demanda global por alimentos, que é influenciada pelo aumento populacional (YU et al., 2013). Atualmente, tanto a sociedade quanto o governo estão preocupados com os problemas decorrentes do desperdício do uso do solo, incluindo a conversão de terras impróprias em agricultura, diminuindo a produção agrícola e colocando em risco a segurança alimentar (HASAN et al., 2020).

A superfície urbana aumentou em todas as regiões, reflexo indireto do aumento populacional, que demanda infraestrutura urbanizada (JARADAT; BOODY, 2011), como moradia, indústria, pavimentos e outras estruturas, com enfoque nos grandes centros urbanos. A mudança no uso e ocupação do solo é um dos principais fatores que impulsionam as mudanças na atividade humana e no ambiente natural (HASAN et al., 2020). Refletindo no aumento do LUEF agricultura e pecuária na região sudeste, que acompanha o aumento na demanda por alimentos e bioenergia, corroborando o estudo de Deng et al. (2006) feito na China.

O LUEF urbano, ao contrário da área urbanizada, apresentou menores valores ao longo do tempo, pois esta área cresceu em menor proporção do que a população, indicando maior eficiência por área urbanizada. A região nordeste foi a única que apresentou comportamento diferenciado, com leve incremento do LUEF urbano ao longo do tempo, devido a urbanização e industrialização da região. Isso é comumente observado como resultado da migração de trabalhadores de áreas rurais empobrecidas para as cidades em busca de melhores condições socioeconômicas (DENG; SU; ZHAN, 2008).

A mudança climática é uma grande ameaça à produção agrícola, principalmente em ecossistemas vulneráveis, como o sul da Amazônia, onde milhões de hectares de floresta tropical foram desmatados para fins de pecuária e

expansão de campos de soja (HAMPF et al., 2020). O comportamento espaço temporal do LUEF floresta é diferente de todos os outros LUEFs avaliados (Figura 6), pois, em todas as regiões ocorreram reduções. Isso indica que o LUF que oferece maior equilíbrio dos serviços ecossistêmicos não segue o comportamento dos demais, direcionando a insustentabilidade.

Quando analisado os diferentes LUEFs por região (Figura 7), o comportamento espaço temporal do uso e ocupação do solo foi similar nas regiões com maior concentração populacional, em detrimento das regiões menos populosas, centro-oeste e norte do país. Podendo estar relacionado ao processo de colonização e conseqüente urbanização do Brasil, que se deu pelo litoral, nas regiões nordeste, sudeste e sul, avançando posteriormente, devido a agricultura e pecuária, para as regiões centro-oeste e norte, regiões estas, com maior concentração de mata originária.

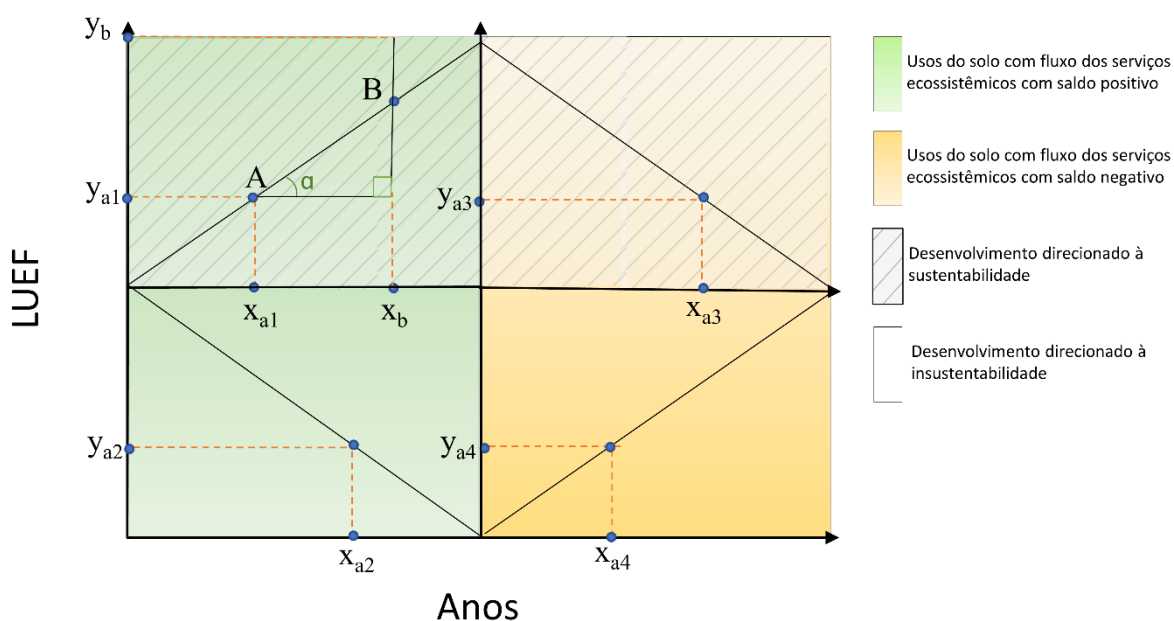


Figura 8. Esquema gráfico da equação da reta e seus respectivos elementos para LUEF (*Land Use Ecological Footprint*) no eixo Y e anos no eixo X.

Com base na equação da reta (Tabela 3), com diferentes usos, é possível estimar o direcionamento do desenvolvimento, levando ou não a sustentabilidade. Quando avaliado a equação da reta de LUEF em usos e ocupações do solo com saldos dos serviços ecossistêmicos positivos, como floresta e vegetação úmida, valores positivos de do coeficiente angular direcionam a sustentabilidade, e negativos, a insustentabilidade. Então, em usos e ocupações do solo com saldos

negativos dos serviços ecossistêmicos, valores negativos de b direcionam a sustentabilidade, como superfícies urbanas, agricultura e pecuária (Figura 8).

Conclusão

Valores do coeficiente angular, na regressão linear de LUEF, indicam a direção do desenvolvimento sustentável ou do desenvolvimento insustentável.

O LUEF demonstra a pressão antrópica no uso e ocupação do solo.

Deve-se indicar aos gestores e tomadores de decisão no que tange o uso e ocupação do solo, que utilizem o LUEF como ferramenta de gestão e direcionador de políticas públicas para desenvolvimento sustentável.

Referências

- ACHARD, F.; BEUCHLE, R.; MAYAUX, P.; STIBIG, H. J.; BODART, C.; BRINK, A.; CARBONI, S.; DESCLÉE, B.; DONNAY, F.; EVA, H. D.; LUPI, A.; RAŠI, R.; SELIGER, R.; SIMONETTI, D. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 20, n. 8, p. 2540–2554, 2014. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.12605>>. Acesso em: 4 maio. 2022.
- AHMAD, M.; JIANG, P.; MAJEED, A.; UMAR, M.; KHAN, Z.; MUHAMMAD, S. The dynamic impact of natural resources, technological innovations and economic growth on ecological footprint: An advanced panel data estimation. **Resources Policy**, [s. l.], v. 69, p. 101817, 2020.
- AHMADI, H.; PEKKAN, E. Fault-based geological lineaments extraction using remote sensing and gis—a review. **Geosciences (Switzerland)**, [s. l.], v. 11, n. 5, p. 183, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3263/11/5/183/htm>>. Acesso em: 14 abr. 2022.
- ARAÚJO COSTA, R. C.; PEREIRA, G. T.; TARLÉ PISSARRA, T. C.; SILVA SIQUEIRA, D.; SANCHES FERNANDES, L. F.; VASCONCELOS, V.; FERNANDES, L. A.; PACHECO, F. A. L. Land capability of multiple-landform watersheds with environmental land use conflicts. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 81, p. 689–704, 2019.
- ATWOOD, T. B.; CONNOLLY, R. M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P. E.; DUARTE, C. M.; LEWIS, C. J. E.; IRIGOIEN, X.; KELLEWAY, J. J.; LAVERY, P. S.; MACREADIE, P. I.;

SERRANO, O.; SANDERS, C. J.; SANTOS, I.; STEVEN, A. D. L.; LOVELOCK, C. E. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nature Climate Change** 2017 **7:7**, [s. l.], v. 7, n. 7, p. 523–528, 2017. Disponível em:

<<https://www.nature.com/articles/nclimate3326>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

BARBOSA, S. G.; SPLETOZER, A. G.; ROQUE, M. P. B.; FERREIRA NETO, J. A.; DIAS, H. C. T.; RAMOS, M. P.; BONILLA, M. A. C.; RIBEIRO, W. S.; ALCÁNTARA-DE LA CRUZ, R.; ZANUNCIO, J. C. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports** 2018 **8:1**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1–7, 2018. Disponível em:

<<https://www.nature.com/articles/s41598-018-22311-y>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 21–24, 2011. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/bn/a/qkJL5MqgNQMjFqcb873df7D/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication.

BioScience, [s. l.], v. 51, n. 3, p. 227–234, 2001. Disponível em:

<<https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/51/3/227/256199>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; PANAGOS, P.; LUGATO, E.; YANG, J. E.; ALEWELL, C.; WUEPPER, D.; MONTANARELLA, L.; BALLABIO, C. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 117, n. 36, p. 21994–22001, 2020. Disponível em: <<https://www.pnas.org>>. Acesso em: 16 mar. 2022.

BORUCKE, M.; MOORE, D.; CRANSTON, G.; GRACEY, K.; IHA, K.; LARSON, J.; LAZARUS, E.; MORALES, J. C.; WACKERNAGEL, M.; GALLI, A. Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 24, p. 518–533, 2013.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v. 14, p. e1–e16, 2016.

BRANDÃO, C. A. Dinâmicas e transformações territoriais recentes: o papel da PNDR e das políticas públicas não regionais com impacto territorial. **Ipea (Texto para Discussão**,

n. 2460), [s. l.], 2019. Disponível em: <<https://www.econstor.eu/handle/10419/211411>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

BRANDON, C.; BRANDON, K.; FAIRBRASS, A.; NEUGARTEN, R. Integrating natural capital into national accounts: Three decades of promise and challenge. **Review of Environmental Economics and Policy**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 134–153, 2021. Disponível em: <<https://www.journals.uchicago.edu/doi/full/10.1086/713075>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

BRASIL. **Base Legislação da Presidência da República - Decreto-Lei nº 568 de 14 de julho de 1938**. 1938. Disponível em: <<https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEL&numero=568&ano=1938&ato=88a0zZE5EerpXTf5b>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União**, [s. l.], p. 1–32, 2012. a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 26 maio. 2022.

BRASIL, M. do M. A. **Biomás**. 2019. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas.html>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

BRASIL, M. do M. A. **Gestão Territorial**. 2022. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/gestao-territorial.html>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

BRASIL, P. da R. Lei 12.651. . 2012 b.

BROWN, D. G.; VERBURG, P. H.; PONTIUS, R. G.; LANGE, M. D. **Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models**, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343513000912?casa_token=xECNtxjINz4AAAAA:j9kO-rP__Tz9dbes0SF1pfH6NcNHmA1mDo4esSz__ULWPjbp2GfseSQ2_3RnjcNkaiB3Hz6r79c>. Acesso em: 20 abr. 2022.

BRYAN-BROWN, D. N.; CONNOLLY, R. M.; RICHARDS, D. R.; ADAME, F.; FRIESS, D. A.; BROWN, C. J. Global trends in mangrove forest fragmentation. **Scientific Reports 2020 10:1**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1–8, 2020. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-020-63880-1>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

BUCHHORN, M.; SMETS, B.; BERTELS, L.; LESIV, M.; TSENDBAZAR, N.; MASILIUNAS, D.; LINLIN, L.; HEROLD, M.; FRITZ, S. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: Collection 3: epoch 2015: Globe (Version V3.0.1). **Zenodo**, [s. l.], p. 1–14, 2020.

BUCKLE, S. Mitigation of climate change. In: WEATHER 2009, **Anais...** [s.l: s.n.]

Disponível em: <<https://keneamazon.net/Documents/Publications/Virtual-Library/Impacto/157.pdf>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

BURLEY, E. T.-E. of forest sciences/Ed.; J., U.; EVANS, U.; J, U.; 2004, U. Resource assessment: Forest resources. In: **Encyclopedia of Forest Sciences**. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 2004. p. 968–973.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P. D.; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; LONGO, K.; MAY, P.; PINTO, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, [s. l.], v. 115, n. 3–4, p. 559–577, 2012.

CARNEIRO FILHO, C. P.; VIEIRA, A. B.; SILVA, K. M. Da. PLANEJAMENTO TERRITORIAL NA PRODUÇÃO DO TERRITÓRIO BRASILEIRO: UMA PERSPECTIVA GEOGRÁFICA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS. In: **TERRITÓRIO, ECONOMIA E POLÍTICA**. [s.l: s.n.]. p. 22–41.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature TA - TT** -, [s. l.], v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997. Disponível em: <<https://www-nature-com.ezproxy.royalroads.ca/articles/387253a0.pdf>>

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 13–23, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/j/abb/a/RhxPXykYPBPbCQCxz8hGtSn/?lang=pt>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

DA SILVA, V. S.; SALAMI, G.; DA SILVA, M. I. O.; SILVA, E. A.; MONTEIRO JUNIOR, J. J.; ALBA, E. Methodological evaluation of vegetation indexes in land use and land cover (LULC) classification. <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1608409>, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 159–169, 2019. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/24749508.2019.1608409>>. Acesso em: 20 abr. 2022.

DALE, V. H. **The relationship between land-use change and climate change**, 1997.

DALY, H. E. Toward some operational principles of sustainable development. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 1–6, 1990.

DAMBROS, J.; VINDICA, V. F.; DELABIE, J. H. C.; MARQUES, M. I.; BATTIROLA, L. D. Canopy ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) in two vegetation formations in the Northern Brazilian Pantanal. **Sociobiology**, [s. l.], v. 65, n. 3, p. 358–369, 2018. Disponível

em: <<http://periodicos.uefs.br/index.php/sociobiology/article/view/1932>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

DAMINELLO, C. J. Identificação e valoração sociocultural dos serviços ecossistêmicos - o caso da comunidade de Marujá, Ilha do Cardoso - SP, Brasil. São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/106/106132/tde-20012015-220706/>>. Acesso em: 12 abr. 2022.

DE MENDONÇA, G. C.; COSTA, R. C. A.; PARRAS, R.; DE OLIVEIRA, L. C. M.; ABDO, M. T. V. N.; PACHECO, F. A. L.; PISSARRA, T. C. T. Spatial indicator of priority areas for the implementation of agroforestry systems: An optimization strategy for agricultural landscapes restoration. **Science of The Total Environment**, [s. l.], p. 156185, 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896972203282X>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

DE SOUZA, E. B.; BAO, F.; DAMASCENO JUNIOR, G. A.; POTT, A. Differences between species in seed bank and vegetation helps to hold functional diversity in a floodable Neotropical savanna. **Journal of Plant Ecology**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 605–615, 2021. Disponível em: <<https://academic.oup.com/jpe/article/14/4/605/6137561>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

DENG, X.; HUANG, J.; ROZELLE, S.; UCHIDA, E. Cultivated land conversion and potential agricultural productivity in China. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 372–384, 2006.

DENG, X.; SU, H.; ZHAN, J. Integration of Multiple Data Sources to Simulate the Dynamics of Land Systems. **Sensors 2008, Vol. 8, Pages 620-634**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 620–634, 2008. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1424-8220/8/2/620/htm>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

DIMOBE, K.; OUÉDRAOGO, A.; SOMA, S.; GOETZE, D.; POREMBSKI, S.; THIOMBIANO, A. Identification of driving factors of land degradation and deforestation in the Wildlife Reserve of Bontioli (Burkina Faso, West Africa). **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 4, p. 559–571, 2015.

DONG, H.; FENG, Z.; YANG, Y.; LI, P.; YOU, Z. Sustainability assessment of critical natural capital: a case study of water resources in Qinghai Province, China. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 286, p. 125532, 2021.

EHRlich, P.; EHRlich, A. Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 26, n. 4, p. 378–379, 1981. Disponível em: <<https://repository.library.georgetown.edu/handle/10822/788604>>. Acesso em: 12 abr. 2022.

EMBRAPA, E. B. de P. A. **Síntese Ocupação e Uso das Terras no Brasil**. 2018.

Disponível em: <<https://www.embrapa.br/car/sintese>>. Acesso em: 20 abr. 2022.

FEARNSIDE, P. M. Brazilian politics threaten environmental policies the country's environmental licensing system is threatened. **Science**, [s. l.], v. 353, n. 6301, p. 746–748, 2016.

GALLI, A.; GIAMPIETRO, M.; GOLDFINGER, S.; LAZARUS, E.; LIN, D.; SALTELLI, A.; WACKERNAGEL, M.; MÜLLER, F. Questioning the Ecological Footprint. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 69, p. 224–232, 2016.

GALLI, A.; IHA, K.; MORENO PIRES, S.; MANCINI, M. S.; ALVES, A.; ZOKAI, G.; LIN, D.; MURTHY, A.; WACKERNAGEL, M. Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. **Cities**, [s. l.], v. 96, p. 102442, 2020.

GAO, X.; WU, P.; ZHAO, X.; WANG, J.; SHI, Y. Effects of land use on soil moisture variations in a semi-arid catchment: Implications for land and agricultural water management. **Land Degradation and Development**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 163–172, 2014. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ldr.1156>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

GARUMA, G. F. **Review of urban surface parameterizations for numerical climate models**, Elsevier, 2018.

GASSNER, A.; LEDERER, J.; KANITSCHAR, G.; OSSBERGER, M.; FELLNER, J. Extended ecological footprint for different modes of urban public transport: The case of Vienna, Austria. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 72, p. 85–99, 2018.

GBENATO HOUËSSOU, L.; TEKA, O.; TOKO IMOROU, I.; LYKKE, A. M.; SINSIN, B. Land Use and Land-Cover Change at “W” Biosphere Reserve and Its Surroundings Areas in Benin Republic (West Africa). **Environment and Natural Resources Research**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. p87, 2013. Disponível em: <<https://ccsenet.org/journal/index.php/enrr/article/view/24297>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

GHAFOORI KHARANAGH, S.; BANIHABIB, M. E.; JAVADI, S. An MCDM-based social network analysis of water governance to determine actors' power in water-food-energy nexus. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 581, p. 124382, 2020.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1209–1218, 2010.

GRAB, H.; POVEDA, K.; DANFORTH, B.; LOEB, G. Landscape context shifts the balance

of costs and benefits from wildflower borders on multiple ecosystem services.

Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, [s. l.], v. 285, n. 1884, 2018.

GREEN, J. K.; SENEVIRATNE, S. I.; BERG, A. M.; FINDELL, K. L.; HAGEMANN, S.; LAWRENCE, D. M.; GENTINE, P. Large influence of soil moisture on long-term terrestrial carbon uptake. **Nature** 2019 **565:7740**, [s. l.], v. 565, n. 7740, p. 476–479, 2019.

Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41586-018-0848-x>>. Acesso em: 5 abr. 2022.

GREGORIO, A. Di. **Land Cover Classification System**. [s.l: s.n.].

GRIMA, N.; SINGH, S. J. How the end of armed conflicts influence forest cover and subsequently ecosystem services provision? An analysis of four case studies in biodiversity hotspots. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 81, p. 267–275, 2019.

HAGHIGHI, F.; GORJI, M.; SHORAFI, M. A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. **Land Degradation and Development**, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 496–502, 2010.

HAMPF, A. C.; STELLA, T.; BERG-MOHNICKE, M.; KAWOHL, T.; KILIAN, M.; NENDEL, C. Future yields of double-cropping systems in the Southern Amazon, Brazil, under climate change and technological development. **Agricultural Systems**, [s. l.], v. 177, p. 102707, 2020.

HASAN, S. S.; ZHEN, L.; MIAH, M. G.; AHAMED, T.; SAMIE, A. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, [s. l.], v. 34, p. 100527, 2020.

HOCHARD, J. P.; HAMILTON, S.; BARBIER, E. B. Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 116, n. 25, p. 12232–12237, 2019. Disponível em: <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1820067116>. Acesso em: 4 maio. 2022.

IBGE, I. B. de G. e E. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil**. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomass.html?=&t=acesso-ao-produto>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

IBGE, I. B. de G. e E. **Retrata cobertura natural dos biomas do país de 2000 a 2018**. 2020. Disponível em: <<https://censos.ibge.gov.br/2013-agencia-de-noticias/releases/28943-ibge-retrata-cobertura-natural-dos-biomass-do-pais-de-2000-a-2018.html>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

IBGE, I. B. de G. e estatística. **Arranjos Populacionais e Concentrações Urbanas do Brasil**. [s.l.] : IBGE, 2016.

IHU, I. H. U. **Ecocídio no Antropoceno: 60% dos animais silvestres foram extintos em 44 anos**. 2018. Disponível em: <<https://www.ihu.unisinos.br/188-noticias/noticias-2018/584390-ecocidio-no-antropoceno-60-dos-animais-silvestres-foram-extintos-em-44-anos>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; PEÑA-CLAROS, M.; MESQUITA, R. C. G.; BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. **Biological Reviews**, [s. l.], v. 96, n. 4, p. 1114–1134, 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/brv.12694>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

JALIL, A.; LI, Y.; ZHANG, K.; GAO, X.; WANG, W.; KHAN, H. O. S.; PAN, B.; ALI, S.; ACHARYA, K. Wind-induced hydrodynamic changes impact on sediment resuspension for large, shallow Lake Taihu, China. **International Journal of Sediment Research**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 205–215, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001627917303797?casa_token=_JqrhRCa1S4AAAAA:jqBJOP3zeUkw4jl4732VQOucJuckSZqim_d_iPJ431kDwhEhdn7DOZZHAWKQM2Eqmq23kKswo_g>. Acesso em: 13 abr. 2022.

JARADAT, A. A.; BOODY, G. Modeling Agroecosystem Services under Simulated Climate and Land-Use Changes. **ISRN Ecology**, [s. l.], v. 2011, p. 1–17, 2011. Disponível em: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-84873835625&origin=inward&featureToggles=FEATURE_NEW_DOC_DETAILS_EXPORT:1>. Acesso em: 26 maio. 2022.

JENSEN, J. R.; LULLA, K. Introductory digital image processing: A remote sensing perspective. **Geocarto International**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 65, 1987. Disponível em: <<https://www.osti.gov/biblio/5166368>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

KADEBA, A.; NACOULMA, B. M. I.; OUEDRAOGO, A.; BACHMANN, Y.; THIOMBIANO, A.; SCHMIDT, M.; BOUSSIM, J. I. Land cover change and plants diversity in the Sahel: A case study from northern Burkina Faso. **Annals of Forest Research**, [s. l.], v. 58, n. 1, p. 109–123, 2015. Disponível em: <<https://www.afrjournal.org/index.php/afr/article/view/350/397>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

KASMAEYAZDI, S.; ABDOLMALEKI, M.; IBRAHIM, E.; JIANG, J.; MARZAN, I.; RODRÍGUEZ, I. B. Copernicus data to boost raw material source management: Illustrations from the RawMatCop programme. **Resources Policy**, [s. l.], v. 74, n. October, p. 102384, 2021.

KITAN, Y. A.; NANG, S. C. S. Influence of seasonal rainfall to the water quality of slim river lake in Perak, Malaysia. **Plant Archives**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 2191–2198, 2020. Disponível

em: <[http://www.plantarchives.org/20-1/2191-2198 \(5977\).pdf](http://www.plantarchives.org/20-1/2191-2198%20(5977).pdf)>. Acesso em: 13 abr. 2022.

KOCH, E. W.; BARBIER, E. B.; SILLIMAN, B. R.; REED, D. J.; PERILLO, G. M. E.; HACKER, S. D.; GRANEK, E. F.; PRIMAVERA, J. H.; MUTHIGA, N.; POLASKY, S.; HALPERN, B. S.; KENNEDY, C. J.; KAPPEL, C. V.; WOLANSKI, E. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 29–37, 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/080126>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

LAHSEN, M.; C BUSTAMANTE, M. M.; DALLA-NORA, E. L.; MYANNA LAHSEN, C. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. **Taylor & Francis**, [s. l.], v. 58, n. 6, p. 4–15, 2016. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00139157.2016.1229537>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPERS, E. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>, [s. l.], v. 28, p. 205–241, 2003. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>>. Acesso em: 5 abr. 2022.

LANDAU, ELENA CHARLOTTE MOURA, L. Configuração Territorial do Brasil : Divisão Política , Biomas , Características Demográficas e Socioeconômicas. In: **Dinâmica da Produção Agropecuária e da Paisagem Natural no Brasil nas Últimas Décadas**. Embrapa Mi ed. [s.l: s.n.]. v. 000p. 32.

LEE, M.; DIOP, S. Millennium ecosystem assessment. In: **An Assessment of Assessments: Findings of the Group of Experts Pursuant to UNGA Resolution 60/30**. [s.l: s.n.]. p. 361.

LI, P.; ZHANG, R.; WEI, H.; XU, L. Assessment of physical quantity and value of natural capital in China since the 21st century based on a modified ecological footprint model. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 806, p. 150676, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150676>>

LI, P.; ZHANG, R.; XU, L. Three-dimensional ecological footprint based on ecosystem service value and their Drivers: A case study of Urumqi. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 131, p. 108117, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108117>>

LI, Y.; XIAO, X.; LI, X.; MA, J.; CHEN, B.; QIN, Y.; DONG, J.; ZHAO, B. Multi-scale assessments of forest fragmentation in China. **Biodiversity Science**, [s. l.], v. 25, n. 4, p. 372–381, 2017. Disponível em: <<https://www.biodiversity-science.net/EN/Y2017/V25/I4/372>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

LIMA, M. S. De; SILVA, D. R. Da; SILVA, M. A. M. O conceito “bioma” nos livros didáticos de Geografia no ensino médio. **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 249–262, 2021. Disponível em:

<<https://www.periodicos.unifesp.br/index.php/revbea/article/view/12437>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

LIN, D.; HANSCOM, L.; MURTHY, A.; GALLI, A.; EVANS, M.; NEILL, E.; MANCINI, M. S.; MARTINDILL, J.; MEDOUAR, F. Z.; HUANG, S.; WACKERNAGEL, M. Ecological footprint accounting for countries: Updates and results of the national footprint accounts, 2012-2018. **Resources**, [s. l.], v. 7, n. 3, 2018.

MAN, J.; TANG, B.; XING, W.; WANG, Y.; ZHAO, X.; BAI, Y. Root litter diversity and functional identity regulate soil carbon and nitrogen cycling in a typical steppe. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 141, p. 107688, 2020.

MANANDHAR, R.; ODEHI, I. O. A.; ANCEVT, T. Improving the Accuracy of Land Use and Land Cover Classification of Landsat Data Using Post-Classification Enhancement. **Remote Sensing 2009, Vol. 1, Pages 330-344**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 330–344, 2009. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/1/3/330/htm>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

MANCINI, M. S.; GALLI, A.; COSCIEME, L.; NICCOLUCCI, V.; LIN, D.; PULSELLI, F. M.; BASTIANONI, S.; MARCHETTINI, N. Exploring ecosystem services assessment through Ecological Footprint accounting. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 30, p. 228–235, 2018.

MANN, M. L.; KAUFMANN, R. K.; BAUER, D. M.; GOPAL, S.; NOMACK, M.; WOMACK, J. Y.; SULLIVAN, K.; SOARES-FILHO, B. S. Pasture conversion and competitive cattle rents in the Amazon. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 97, p. 182–190, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800913003558?casa_token=LZCxtwfPaJIAAAAA:mIZhvYYzUPHd-ORTU04SFjj4wRWCNL7OcWwuiovNtfWwcHPXdN6MSqTW7UIxMIPxK3IzkmZI-QQ>.

Acesso em: 22 abr. 2022.

MANZONI, M.; MONTI-GUARNIERI, A.; MOLINARI, M. E. Joint exploitation of spaceborne SAR images and GIS techniques for urban coherent change detection. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 253, p. 112152, 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425720305253>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

MARQUARDT, S. G.; DOELMAN, J. C.; DAI OGLOU, V.; TABEAU, A.; SCHIPPER, A. M.; SIM, S.; KULAK, M.; STEINMANN, Z. J. N.; STEHFEST, E.; WILTING, H. C.; HUIJBREGTS, M. A. J. Identifying regional drivers of future land-based biodiversity footprints. **Global Environmental Change**, [s. l.], v. 69, n. March 2020, p. 102304, 2021.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102304>>

MARTINS, J. P.; TRIGO, I.; FREITAS, S. C. e. Copernicus Global Land Operations "Vegetation and Energy" "CGLOPS-1". **Copernicus Global Land Operations**, [s. l.], p. 1–93, 2020.

MASILIŪNAS, D.; TSENDBAZAR, N. E.; HEROLD, M.; LESIV, M.; BUCHHORN, M.; VERBESSELT, J. Global land characterisation using land cover fractions at 100 m resolution. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 259, n. March, 2021.

MATOS, R. Migração e urbanização no Brasil. **Revista Geografias**, [s. l.], p. 7–23, 2012. Disponível em: <<https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13326>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

MEA, M. E. A. Ecosystems and Human Wellbeing. In: **Millennium Ecosystem Assessment**. [s.l: s.n.]. p. 1–155.

MEKONNEN, M. M.; GERBENS-LEENES, W. The Water Footprint of Global Food Production. **Water** 2020, Vol. 12, Page 2696, [s. l.], v. 12, n. 10, p. 2696, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/12/10/2696/htm>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature** 2018 **559:7715**, [s. l.], v. 559, n. 7715, p. 527–534, 2018. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41586-018-0300-2>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

MOREIRA, R. **A FORMAÇÃO ESPACIAL BRASILEIRA Contribuição crítica aos fundamentos espaciais da geografia do Brasil**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://scholar.google.com/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=MOREIRA%2C+Ruy.+A+formação+espacial+brasileira%3A+contribuição+crítica+aos+fundamentos+espaciais+da+geografia+do+Brasil.+Rio+de+Janeiro%3A+Consequência%2C+2014.+&btnG=#d=gs_cit&t=1650661976651&u=%25>. Acesso em: 22 abr. 2022.

MURPHY, K.; EFREMOV, A.; DAVIDSON, T. A.; MOLINA-NAVARRO, E.; FIDANZA, K.; CRIVELARI BETIOL, T. C.; CHAMBERS, P.; TAPIA GRIMALDO, J.; VARANDAS MARTINS, S.; SPRINGUEL, I.; KENNEDY, M.; MORMUL, R. P.; DIBBLE, E.; HOFSTRA, D.; LUKÁCS, B. A.; GEBLER, D.; BAASTRUP-SPOHR, L.; URRUTIA-ESTRADA, J. World distribution, diversity and endemism of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 158, p. 103127, 2019.

MYERS, N.; MITTERMEIER², R. A.; MITTERMEIER², C. G.; DA FONSECA³, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **nature.com**, [s. l.], v. 403, 2000. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/35002501?foxtrotcallbac>>. Acesso em: 22

abr. 2022.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MEYNECKE, J. O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H. M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 89, n. 2, p. 155–185, 2008.

NETO, J. F. da C.; JARDIM, A. M. da R. F.; SOUZA, L. S. B. De; SILVA, T. G. F. Da. Desertification: an overview of processes and concepts, based on the application of orbital indices through remote sensing. **Research, Society and Development**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. e585101119950–e585101119950, 2021. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/19950>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

NIEMEYER, J.; BARROS, F. S. M.; SILVA, D. S.; CROUZEILLES, R.; VALE, M. M. Planning forest restoration within private land holdings with conservation co-benefits at the landscape scale. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 717, 2020.

NORGAARD, R. B. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1219–1227, 2010.

ONU. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável | As Nações Unidas no Brasil**. 2015. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 3 maio. 2022.

PARRAS, R.; DE MENDONÇA, G. C.; COSTA, R. C. A.; PISSARRA, T. C. T.; VALERA, C. A.; FERNANDES, L. F. S.; PACHECO, F. A. L. The Configuration of Forest Cover in Ribeirão Preto: A Diagnosis of Brazil's Forest Code Implementation. **Sustainability 2020, Vol. 12, Page 5686**, [s. l.], v. 12, n. 14, p. 5686, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/12/14/5686/htm>>. Acesso em: 28 mar. 2022.

PHINZI, K.; HOLB, I.; SZABÓ, S. Mapping Permanent Gullies in an Agricultural Area Using Satellite Images: Efficacy of Machine Learning Algorithms. **Agronomy 2021, Vol. 11, Page 333**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 333, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4395/11/2/333/htm>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

PIGATTO, A.; LOPES, M. A classificação dos biomas brasileiros em livros didáticos de biologia. **Cuadernos de Educación y Desarrollo**, [s. l.], n. 109, p. 1–14, 2019. Disponível em: <<https://www.eumed.net/rev/atlante/2019/07/livros-didaticos-biologia.zip>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

PISSARRA, T. C. T.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. Production of clean water in agriculture headwater catchments: A model based on the payment for environmental services. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 785, 2021.

PORPORATO, A.; D'ODORICO, P.; LAIO, F.; RIDOLFI, L.; RODRIGUEZ-ITURBE, I.

Ecohydrology of water-controlled ecosystems. **Advances in Water Resources**, [s. l.], v. 25, n. 8–12, p. 1335–1348, 2002.

PRIMAVESI, A. M. **Manejo ecológico do solo : a agricultura em regiões tropicais - A.**

Primavesi - Google Livros. [s.l.: s.n.]. Disponível em:

<[https://books.google.com.br/books?hl=pt-](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=DHo2zLdESkEC&oi=fnd&pg=PA186&dq=ana+primavesi&ots=-Ofux_kXne&sig=ihH2aaFuawJm6W58MxtVScmhaOw#v=onepage&q=ana+primavesi&f=false)

[BR&lr=&id=DHo2zLdESkEC&oi=fnd&pg=PA186&dq=ana+primavesi&ots=-](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=DHo2zLdESkEC&oi=fnd&pg=PA186&dq=ana+primavesi&ots=-Ofux_kXne&sig=ihH2aaFuawJm6W58MxtVScmhaOw#v=onepage&q=ana+primavesi&f=false)

[Ofux_kXne&sig=ihH2aaFuawJm6W58MxtVScmhaOw#v=onepage&q=ana](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=DHo2zLdESkEC&oi=fnd&pg=PA186&dq=ana+primavesi&ots=-Ofux_kXne&sig=ihH2aaFuawJm6W58MxtVScmhaOw#v=onepage&q=ana+primavesi&f=false)

[primavesi&f=false](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=DHo2zLdESkEC&oi=fnd&pg=PA186&dq=ana+primavesi&ots=-Ofux_kXne&sig=ihH2aaFuawJm6W58MxtVScmhaOw#v=onepage&q=ana+primavesi&f=false)>. Acesso em: 2 set. 2022.

PRIMAVESI, A. M. Agroecologia e manejo do solo. **Agriculturas**, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 7–10,

2008. Disponível em: <[http://aspta.org.br/wp-content/uploads/2014/10/Artigo-1-](http://aspta.org.br/wp-content/uploads/2014/10/Artigo-1-Agroecologia-e-manejo-do-solo.pdf)

[Agroecologia-e-manejo-do-solo.pdf](http://aspta.org.br/wp-content/uploads/2014/10/Artigo-1-Agroecologia-e-manejo-do-solo.pdf)>

QUEZADA, J. C.; GUILLAUME, T.; POEPLAU, C.; GHAZOUL, J.; BUTTLER, A.

Deforestation-free land-use change and organic matter-centered management improve the C footprint of oil palm expansion. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 28, n. 7, p. 2476–2490,

2022. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.16069>>. Acesso

em: 5 abr. 2022.

REVERTE, F. C.; GARCIA, M. da G. M.; BRILHA, J.; PELLEJERO, A. U. Assessment of impacts on ecosystem services provided by geodiversity in highly urbanised areas: A case study of the Taubaté Basin, Brazil. **Environmental Science and Policy**, [s. l.], v. 112, p. 91–106, 2020.

RHEBERGEN, T.; ZINGORE, S.; GILLER, K. E.; FRIMPONG, C. A.; ACHEAMPONG, K.; OHIPENI, F. T.; PANYIN, E. K.; ZUTAH, V.; FAIRHURST, T. Closing yield gaps in oil palm production systems in Ghana through Best Management Practices. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 115, p. 126011, 2020.

RICHEY, A. S.; THOMAS, B. F.; LO, M. H.; REAGER, J. T.; FAMIGLIETTI, J. S.; VOSS, K.; SWENSON, S.; RODELL, M. Quantifying renewable groundwater stress with GRACE. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 51, n. 7, p. 5217–5237, 2015.

ROCHA, J. R.; MELLO PRADO, R.; TEIXEIRA, G. C. M.; OLIVEIRA FILHO, A. S. B. Si fertigation attenuates water stress in forages by modifying carbon stoichiometry, favouring physiological aspects. **Journal of Agronomy and Crop Science**, [s. l.], p. jac.12479, 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jac.12479>>. Acesso em: 1 mar. 2021.

RODRÍGUEZ-BENITO, C. V.; NAVARRO, G.; CABALLERO, I. Using Copernicus Sentinel-2 and Sentinel-3 data to monitor harmful algal blooms in Southern Chile during the COVID-19 lockdown. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 161, n. September, p. 111722, 2020.

RODRIGUEZ-ITURBE, I.; D'ODORICO, P.; PORPORATO, A.; RIDOLFI, L. On the spatial and temporal links between vegetation, climate, and soil moisture. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 35, n. 12, p. 3709–3722, 1999.

RODRIGUEZ-ITURBE, I.; PORPORATO, A.; LAIO, F.; RIDOLFI, L. Plants in water-controlled ecosystems: Active role in hydrologic processes and response to water stress I. Scope and general outline. **Advances in Water Resources**, [s. l.], v. 24, n. 7, p. 695–705, 2001.

RODRÍGUEZ-ROMERO, A. J.; RICO-SÁNCHEZ, A. E.; MENDOZA-MARTÍNEZ, E.; GÓMEZ-RUIZ, A.; SEDEÑO-DÍAZ, J. E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. Impact of Changes of Land Use on Water Quality, from Tropical Forest to Anthropogenic Occupation: A Multivariate Approach. **Water 2018, Vol. 10, Page 1518**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. 1518, 2018. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/10/11/1518/html>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

ROITMAN, I.; CARDOSO GALLI VIEIRA, L.; BAIOCCHI JACOBSON, T. K.; DA CUNHA BUSTAMANTE, M. M.; SILVA MARCONDES, N. J.; CURY, K.; SILVA ESTEVAM, L.; DA COSTA RIBEIRO, R. J.; RIBEIRO, V.; STABILE, M. C. C.; DE MIRANDA FILHO, R. J.; AVILA, M. L. Rural Environmental Registry: An innovative model for land-use and environmental policies. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 76, p. 95–102, 2018.

SAMUELE, D. P.; FEDERICA, G.; FILIPPO, S.; ENRICO, B. M. A simplified method for water depth mapping over crops during flood based on Copernicus and DTM open data. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 269, n. September 2021, p. 107642, 2022.

SANTOS, A. R. Dos; ANTONIO ALVARES SOARES RIBEIRO, C.; DE OLIVEIRA PELUZIO, T. M.; ESTEVES PELUZIO, J. B.; DE QUEIROZ, V. T.; FIGUEIRA BRANCO, E. R.; LORENZON, A. S.; DOMINGUES, G. F.; MARCATTI, G. E.; DE CASTRO, N. L. M.; TEIXEIRA, T. R.; DOS SANTOS, G. M. A. D. A.; SANTOS MOTA, P. H.; FERREIRA DA SILVA, S.; VARGAS, R.; DE CARVALHO, J. R.; MACEDO, L. L.; DA SILVA ARAÚJO, C.; DE ALMEIDA, S. L. H. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 183, p. 1050–1063, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716307447?casa_token=ZrXWaP8u7jIAAAAA:a7-ikY3vXwtJcXgmgreCx-9Wa52vVgEUF0ezHytbwaKI0nQSEaV/kU5baM2rWAetCIJwkcelH6cQ>. Acesso em: 22 abr. 2022.

SANTOS, J. P. B.; OLIVEIRA, J. C. de S.; FABRICANTE, J. R. Estrutura populacional e impactos da exótica invasora *Thespesia populnea* (L.) Sol. ex Corrêa sobre a vegetação nativa de mangue. **Hoehnea**, [s. l.], v. 48, p. 2021, 2021. Disponível em: <<http://www.scielo.br/j/hoehnea/a/5HBsybnJ6SVQhRw93cL9LK/>>. Acesso em: 22 abr.

2022.

SASMITO, S. D.; SILLANPÄÄ, M.; HAYES, M. A.; BACHRI, S.; SARAGI-SASMITO, M. F.; SIDIK, F.; HANGGARA, B. B.; MOFU, W. Y.; RUMBIK, V. I.; HENDRI; TABERIMA, S.; SUHAEMI; NUGROHO, J. D.; PATTIASINA, T. F.; WIDAGTI, N.; BARAKALLA; RAHAJOE, J. S.; HARTANTRI, H.; NIKIJULUW, V.; JOWEY, R. N.; HEATUBUN, C. D.; ZU ERMGASSEN, P.; WORTHINGTON, T. A.; HOWARD, J.; LOVELOCK, C. E.; FRIESS, D. A.; HUTLEY, L. B.; MURDIYARSO, D. Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 3028–3039, 2020. Disponível em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.15056>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

SCARLETT, L.; BOYD, J. Ecosystem services and resource management: Institutional issues, challenges, and opportunities in the public sector. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 115, p. 3–10, 2015.

SCHEINER, S. M.; REY-BENAYAS, J. M. Global patterns of plant diversity. **Evolutionary Ecology**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 331–347, 1994.

SCHULZ, J. J.; CAYUELA, L.; REY-BENAYAS, J. M.; SCHRÖDER, B. Factors influencing vegetation cover change in Mediterranean Central Chile (1975–2008). **Applied Vegetation Science**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 571–582, 2011. Disponível em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1654-109X.2011.01135.x>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

SEEVARETHNAM, M.; RUSLI, N.; LING, G. H. T.; SAID, I. A Geo-Spatial Analysis for Characterising Urban Sprawl Patterns in the Batticaloa Municipal Council, Sri Lanka. **Land 2021, Vol. 10, Page 636**, [s. l.], v. 10, n. 6, p. 636, 2021. Disponível em:

<<https://www.mdpi.com/2073-445X/10/6/636/htm>>. Acesso em: 5 abr. 2022.

SILVA, L. F. Da; BATAZZA, A.; SOUZA, N. F. De; SOUZA, N. F. D.; ROCHA, N. S. Impactos das ações antrópicas aos Biomas do Brasil : artigo de revisão. **Meio Ambiente (Brasil)**, [s. l.], v. 044, p. 21–44, 2022.

SILVA, M. C. C. DA; ANDREOTTI, M.; COSTA, N. R.; LIMA, C. G. D. R.; PARIZ, C. M. Soil Physical Attributes and Yield of Winter Common Bean Crop Under a No-Till System in the Brazilian Cerrado. **Revista Caatinga**, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 155–163, 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252017000100155&lng=en&tng=en>

SILVÉRIO, D.; BRANDO, P.; ... M. M.-E.; 2015, Undefined. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. **iopscience.iop.org**, [s. l.], v. 10, p. 104015, 2015. Disponível em:

<<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/10/104015/meta>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

SINGH, S.; BHARDWAJ, A.; VERMA, V. K. Remote sensing and GIS based analysis of temporal land use/land cover and water quality changes in Harike wetland ecosystem, Punjab, India. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 262, p. 110355, 2020.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, [s. l.], v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014. Disponível em:

<<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1246663>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

SRIVASTAVA, S.; VARGAS-MUÑOZ, J. E.; TUIA, D. Understanding urban landuse from the above and ground perspectives: A deep learning, multimodal solution. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 228, p. 129–143, 2019.

STOKES, E. C.; SETO, K. C. Characterizing and measuring urban landscapes for sustainability. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 045002, 2019.

Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aafab8>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; DE SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution** 2017 1:4, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41559-017-0099>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

TARAMELLI, A.; LISSONI, M.; PIEDELOBO, L.; SCHIAVON, E.; VALENTINI, E.; XUAN, A. N.; GONZÁLEZ-AGUILERA, D. Monitoring green infrastructure for natural water retention using copernicus global land products. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 11, n. 13, p. 1–27, 2019.

TAUBERT, F.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; MÜLLER, M. S.; RÖDIG, E.; WIEGAND, T.; HUTH, A. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature** 2018 554:7693, [s. l.], v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018. Disponível em:

<<https://www.nature.com/articles/nature25508>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

TAVARES, A. O.; PATO, R. L.; MAGALHÃES, M. C. Spatial and temporal land use change and occupation over the last half century in a peri-urban area. **Applied Geography**, [s. l.], v. 34, p. 432–444, 2012.

TAVARES, H. M. Políticas de Desenvolvimento Regional nos Países do “Centro” e no Brasil. **Cadernos IPPUR/UFRJ**, [s. l.], p. 229–248, 2001. Disponível em:

<https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%252C5&as_ylo=2018&q=TAVARES%252C+Hermes+Magalhães.+Políticas+de+desenvolvimento+regional+nos+países+do+“centro”+e+no+Brasil.+In%253A+Cadernos+IPPUR%252C+ano+XV%252C+n.+2%252C+ago.-dez.+2001+%252F+Ano+XVI%252C+n.+1%252C>. Acesso em: 22 abr. 2022.

TURNER, R.; BAĐURA, T.; FERRINI, S. Valuation, Natural Capital Accounting and Decision-Support Systems: Process, Tools and Methods: Synthesis report to the European Commission. [s. l.], 2019. Disponível em: <<https://research.vu.nl/en/publications/valuation-natural-capital-accounting-and-decision-support-systems>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

UN, U. N. **Population Division World Population Prospects 2015**. 2019. Disponível em: <<https://population.un.org/wpp/>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

VALERA, C. A.; CRISTINA, T.; PISSARRA, T.; VIEIRA, M.; FILHO, M.; FARIAS, R.; JÚNIOR, V.; OLIVEIRA, C. F.; MOURA, J. P.; FILIPE, L.; FERNANDES, S.; ANTÓNIO, F.; PACHECO, L.; CASTELLANE, D.; DONATO CASTELLANE, P. 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. **mdpi.com**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 549, 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/429172>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

VALERA, C. A.; PISSARRA, T. C. T.; MARTINS FILHO, M. V.; VALLE JUNIOR, R. F.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. A legal framework with scientific basis for applying the ‘polluter pays principle’ to soil conservation in rural watersheds in Brazil. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 66, p. 61–71, 2017.

VERBURG, P. H.; ALEXANDER, P.; EVANS, T.; MAGLIOCCA, N. R.; MALEK, Z.; ROUNSEVELL, M. DA; VAN VLIET, J. Beyond land cover change: towards a new generation of land use models. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, [s. l.], v. 38, p. 77–85, 2019.

VIANA, C. M.; FREIRE, D.; ABRANTES, P.; ROCHA, J.; PEREIRA, P. Agricultural land systems importance for supporting food security and sustainable development goals: A systematic review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 806, 2022.

VIANA, C. M.; OLIVEIRA, S.; OLIVEIRA, S. C.; ROCHA, J. Land Use/Land Cover Change Detection and Urban Sprawl Analysis. **Spatial Modeling in GIS and R for Earth and Environmental Sciences**, [s. l.], p. 621–651, 2019.

WACKERNAGEL, M. The ecological footprint of Santiago de Chile. **Local Environment**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 7–25, 1998. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13549839808725541>>. Acesso em: 28 mar. 2022.

- WACKERNAGEL, M.; REES, W. E. **Our ecological footprint : reducing human impact on the earth**. Gabriola Island BC ;;Philadelphia PA: New Society Publishers, 1996.
- WANG, H.; HAN, D.; MU, Y.; JIANG, L.; YAO, X.; BAI, Y.; LU, Q.; WANG, F. Landscape-level vegetation classification and fractional woody and herbaceous vegetation cover estimation over the dryland ecosystems by unmanned aerial vehicle platform. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 278, p. 107665, 2019.
- WISCHMEIER, W.; SMITH, D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning with Universal Soil Loss Equation (USLE)**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://books.google.com/books?hl=pt-BR&lr=&id=rRAUAAAAYAAJ&oi=fnd&pg=PA5&ots=cvpnmRtoWY&sig=jivAmUXJVhpDfwSUmZReL6XqiLU>>. Acesso em: 14 abr. 2022.
- WOODWARD, F. I.; WILLIAMS, B. G. Climate and plant distribution at global and local scales. **Vegetatio** 1987 69:1, [s. l.], v. 69, n. 1, p. 189–197, 1987. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00038700>>. Acesso em: 13 abr. 2022.
- XIAO, S.; FÜGENER, T.; WENDE, W.; YAN, W.; CHEN, H.; SYRBE, R.; XUE, B. The dynamics of vegetation and implications for ecosystem services in the context of urbanisation: An example from Huangyan-Taizhou, China. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 179, n. December 2021, p. 106614, 2022.
- XU, L.; HEROLD, M.; TSENDBAZAR, N. E.; MASILIŪNAS, D.; LI, L.; LESIV, M.; FRITZ, S.; VERBESSELT, J. Time series analysis for global land cover change monitoring: A comparison across sensors. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 271, n. July 2021, 2022.
- XU, Y.; YU, L.; FENG, D.; PENG, D.; LI, C.; HUANG, X.; LU, H.; GONG, P. Comparisons of three recent moderate resolution African land cover datasets: CGLS-LC100, ESA-S2-LC20, and FROM-GLC-Africa30. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 40, n. 16, p. 6185–6202, 2019.
- YAN, H.; LIU, J.; HUANG, H. Q.; TAO, B.; CAO, M. Assessing the consequence of land use change on agricultural productivity in China. **Global and Planetary Change**, [s. l.], v. 67, n. 1–2, p. 13–19, 2009.
- YU, R.; DENG, X.; YAN, Z.; SHI, C. Dynamic evaluation of land productivity in China. **Chinese Journal of Population Resources and Environment**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 253–260, 2013.
- ZHANG, D.; WU, L.; HUANG, S.; ZHANG, Z.; AHMAD, F.; ZHANG, G.; SHI, N.; XU, H. Ecology and environment of the Belt and Road under global climate change: A systematic

review of spatial patterns, cost efficiency, and ecological footprints. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 131, p. 108237, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108237>>

ZOUNGRANA, B. J. B.; CONRAD, C.; AMEKUDZI, L. K.; THIEL, M.; DA, E. D.; FORKUOR, G.; LÖW, F. Multi-Temporal Landsat Images and Ancillary Data for Land Use/Cover Change (LULCC) Detection in the Southwest of Burkina Faso, West Africa. **Remote Sensing 2015, Vol. 7, Pages 12076-12102**, [s. l.], v. 7, n. 9, p. 12076–12102, 2015. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/7/9/12076/htm>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

CAPÍTULO 3 – Configuração da cobertura florestal em Ribeirão preto: Um diagnóstico da implementação do código florestal Brasileiro.

The Configuration of Forest Cover in Ribeirão Preto: A Diagnosis of Brazil's Forest Code Implementation¹

Rafael Parras ^{1,2}, Gislaïne Costa de Mendonça ^{1,2}, Renata Cristina Araújo Costa ^{1,2}, Teresa Cristina Tarlé Pissarra ^{1,2}, Carlos Alberto Valera ^{2,3}, Luís Filipe Sanches Fernandes ^{2,4} and Fernando António Leal Pacheco ^{2,5,*}

¹ Faculty of Agrarian and Veterinary Sciences, São Paulo State University (UNESP/FCAV), Jaboticabal SP 14884-900, Brazil; rafa_parras@yahoo.com.br (R.P.); gislaine.cmendonca@gmail.com (G.C.d.M.); renata.criscosta@gmail.com (R.C.A.C.); teresa.pissarra@unesp.br (T.C.T.P.)

² POLUS—Land Use Policy Group, Paulista State University (UNESP), Access Way Prof. Paulo Donato Castellane, s/n, Jaboticabal SP 14884–900, Brazil; carlosvalera@mpmg.mp.br (C.A.V.); lfilipe@utad.pt (L.F.S.F.)

³ Regional Coordination of the Prosecutor's office for Environmental Justice in River Basins Paranaíba and Baixo Rio Grande, Colonel Antônio Rios Street, 951, Uberaba MG 38061-150, Brazil

⁴ CITAB—Centre for the Research and Technology of Agro-Environment and Biological Science, University of Trás-os-Montes and Alto Douro, Ap. 1013, 5001-801 Vila Real, Portugal

⁵ CQVR—Chemistry Center of Vila Real, University of Trás-os-Montes and Alto Douro, Ap. 1013, 5001-801 Vila Real, Portugal

* Correspondence: fpacheco@utad.pt

Abstract: The fragmentation of forests is a consequence of human activities that intensively change the natural landscapes. In Brazil, there is a long-standing legal framework for native vegetation protection, called Forest Code. The last update is from 2012. The revisions incorporated in this restructured code (Law No. 12,651/12) encompassed new rules, rights and obligations for adequate land use management of productive systems and for environmental conservation and protection. An example of a protective measure was the creation of a Legal Reserve inside the rural properties and Areas of Permanent Protection around the watercourses. This study explored the effects of implementing the new code on the spatial and temporal evolution of forest cover fragmentation since the legal changes were set up. In that context, the area, perimeter and shape (circularity index) of forest fragments, as well as the buffer strips along watercourses, were assessed from 2010 to 2016 within the municipality of Ribeirão Preto, São Paulo state, Brazil. The assessment resorted to remote sensing techniques and visual inspection of orbital images. It was clear from the results that forest patches became more abundant but smaller, more dispersed and elongated, and that this route to fragmentation was hinged on a chaotic expansion of urban and agricultural areas. Important edge effects were anticipated from these results. The area numbers revealed that Ribeirão Preto was 7.95% covered with forest fragments in 2010, while this percentage rose to 8.03% in 2013 and reached 8.35% in 2016. Most of this increase occurred within a 30-meter wide buffer along the watercourses. This was a positive outcome. However, the numbers also revealed that forested areas smaller than 51 hectares increased from 71% in

2010 to 73% in 2016. The conclusions were that implementation of Law No. 12,651/12 is leading to an increase of forestland, but not yet promoting sustainability, namely through improved connectivity among fragments for reduction of edge effects and provision ecosystem services.

Keywords: land use policy; environmental law; sustainability; ecosystem services; Brazilian forest code; forest fragmentation; landscape ecology

1. Introduction

The change to natural landscapes and the loss of forest cover are important causes of environmental imbalances, oftentimes with irreversible consequences to the quality of life standards and the availability of ecosystem services [1–5]. The maintenance of ecosystem functions has been related to specific occupation standards in some research. The data analyses described the negative effects of forest fragmentation as well as the benefits of forest conservation to the adjustment of hydric flows, carbon supply, biodiversity and the ecologic and climatic equilibrium on Earth [6–11]. Therefore, the maintenance of environmental balance depends on the preservation of forest ecosystems. To attain the goal, however, it is mandatory to decrease the loss of forest edge structure in farming and urban landscapes, among other initiatives [12–15].

In the modern world, the utopia of balanced landscapes requires the set-up of trade-offs between maintenance of ecosystem services and socio-economic development [16–19]. Without these trade-offs, the conversion of forest cover into anthropic land is likely to cause environmental damage, with generalized disruption of ecosystem functions and services [20–23]. In the Brazilian territory, the competition between conservation of native vegetation and agro-industrial activities has caused deforestation [24–26]. Frequently, the competition evolves to severe land use conflicts, because the expansion of productive areas reduces the system's capacity to conserve vital services, namely those related to water resources in river basins [27–31].

In a scenario of land competition and conflicts, the set-up of policies, rules, rights and obligations is extremely important to accomplish a sustainable zoning of land use in the rural areas where forest cover is ample. However, the implementation of an effective framework is challenging because the share of private properties where the breakdown of forest cover occurs is vast and the owners of these lands are seldom sensitive to environmental issues [32–35]. This is particularly evident in

Brazil where the routes to keep the benefits of an ecosystem at the center of agricultural productivity or urban development diverge considerably between the economic and conservationist spheres. The elaboration of Forest Codes aimed to delineate a balance between these two interests [36,37]. The control of deforestation through Forest Code enforcement should help protecting native vegetation within the private lands.

The Brazilian Forest Code represents an assemblage of laws to regulate land uses, forest cover resources and other types of vegetation in the territory. The first code was instituted in 1934 and comprised important measures for the protection of forests, considering the enormous deforestation resulting from the ongoing countless and extensive coffee, cocoa and sugar cane plantations. Three decades later, Law No. 4771/65 revoked the previous code, imposing more strict measures to protect forests from the contemporary industrialization period. However, revisions to this new code were controversial because they allowed agricultural activities in environmentally sensitive and previously protected areas [38,39]. In 2012, following an intense discussion at the National Congress, a new forest code (Law No. 12,651/12) replaced the 1965 code. Besides the definition of rules for the protection and exploration of forests, the new law instituted a special protection for specific areas, namely for the Areas of Permanent Protection (APP) and the Legal Reserve (LR). The APPs correspond to buffers of forest cover delineated along the watercourses. The LR gathers a percentage of each rural property. This new protective measure was disruptive but also essential to the supply of ecosystem services.

The implementation of Law No. 12,651/12 produced impacts on vegetation cover that have been mentioned in several studies [38,40–43]. The law defined Areas of Permanent Protection delineated along the watercourses to work as environmental buffer, with predefined widths. The Legal Reserve was also defined as a percentage of a rural property that must be allocated to sustainable economic land uses. However, there are still information gaps concerning the composition, pattern and wood coverage in the watersheds, and about the environmental quality of forest remnants. It is therefore vital to make a comprehensive and updated diagnosis on the balance between economic activity and environmental protection, to verify how effective this vital law is. It is worth noting that presently, Brazil's natural vegetation cover is more than half (53%), located on private lands [38]. Considering the intensive conversion of native forest cover into agriculture in these lands, Brazil's

environmental legislation should be an instrument to protect the native forest ecosystems and regulate the land use and land cover areas inside rural properties.

This study aims to analyze the forestry areas and to provide new insights about the implementation of Law No. 12,651/12, focusing on patterns, shape evolution, dimension and spatial distribution of native forest remnants. The assessment of forest fragmentation resorted to metrics of dimension and form. Satellite images from 2010 to 2016 were used to identify and monitor the areas where native forest cover occurs and to outline the forest fragments [44,45].

The research occurred in the administrative and political unit of Ribeirão Preto. This municipality encompasses an important agro-industrial center of São Paulo state (Brazil). In this region, the planting and processing of sugar cane is a dominant economic activity. The cultivation of sugar cane has replaced most areas previously occupied by other agricultural crops, such as coffee or citrus. Before that, the region was highly modified by the conversion of natural vegetation into agricultural areas. Presently, the forest remnants spread inside private rural properties account for 70% of Ribeirão Preto's territory. The region also encompasses the phytogeographic domains of Atlantic Forest and Cerrado where the Semi-Deciduous Seasonal Forest and Savanna formations prevail, which were recognized for their high endemism and diversity [46].

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The Ribeirão Preto municipality is located in the Northeast of São Paulo state, Southeast of Brazil, covering an area of 650,916 km² centered on the geographic coordinates of latitude—21°10'30" S and longitude—47°48'38" W (Figure 1). The geological units belong to the São Bento Group, comprising the General Mountain, Botucatu and, to a smaller extent, the Pirambóia formations. The main soil units are Red Latosol, Dark-Red Latosol and Litholic. The relief is undulated to strongly undulated and rolling, while the altitudes in the region vary from 50 to 800 m. The climate is tropical semi-moist, according to the Köppen-Geiger classification. The natural vegetation cover is Atlantic Forest, composed of seasonal semi-deciduous to non-deciduous forest [47].

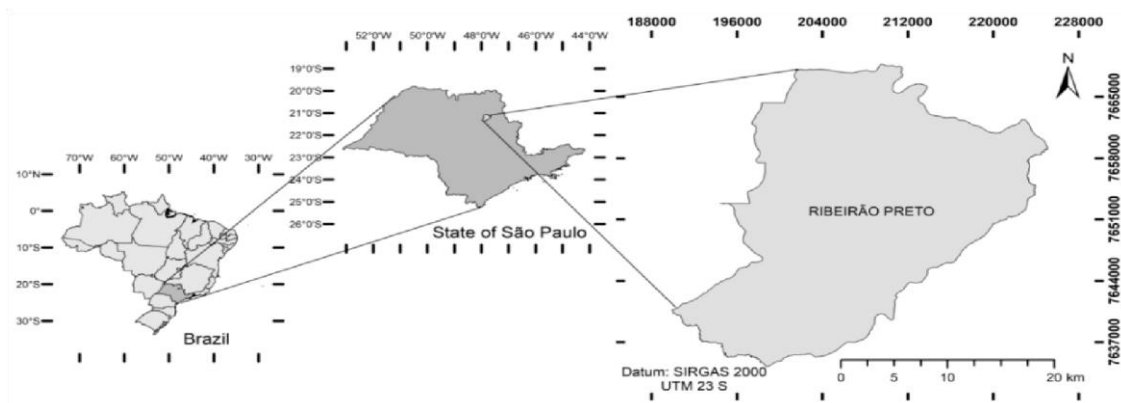


Figure 1. Geographic location of the political and administrative unit of Ribeirão Preto (São Paulo state, Brazil).

2.2. Data Collection and Analysis

The gathering of information and data on the spatial and temporal distribution of forest cover in the study area comprised visual interpretation of orbital images and remote sensing techniques. The images were from Google Earth Pro. This platform is progressively more used in scientific studies that require remote sensed data, as documented in a recent review paper [48], and therefore was considered adequate for the present work. Google Earth complements other sources of Earth images widely used in ecology studies [49–51]. The images refer to high-resolution scenes captured in 2010, 2013 and 2016. The interpretation and photogrammetry of these scenes comprehended the collection of data on color, tonality, shape, size, standard, texture, association and shadow, and accounted for phenological differences between the land uses and cover over seasons [52–56]. This information allowed the identification of forest fragments and their delineation through manual vectorization. Following this stage, the polygons representing the forest fragments were exported to ArcGIS Desktop software, version 10.5, of ESRI (<https://www.esri.com>) for quantitative assessments and production of thematic maps (e.g., Figure 2 below).

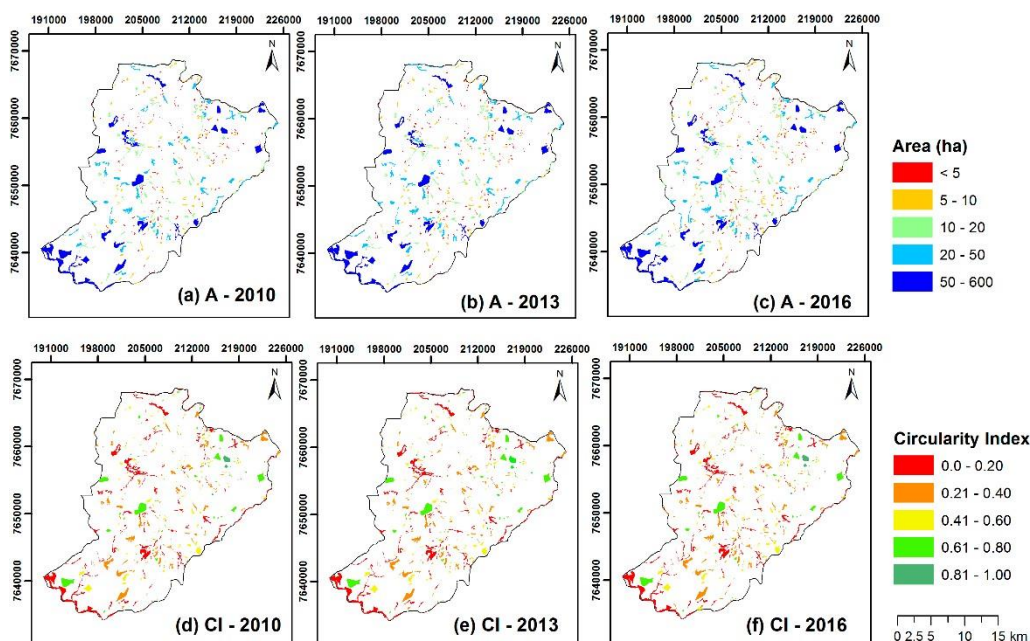


Figure 2. Spatial distribution of forest fragments in the political and administrative unit of Ribeirão Preto in 2010, 2013 and 2016. The upper panels (a–c) are graduated according to area, the lower (d–f) according to circularity index.

The measurements performed on ArcGIS Desktop comprehended the calculation of area, perimeter and the circularity index of each polygon representing a forest stand. The ArcGIS Desktop software includes internal functions for the calculation of area (A) and perimeter (P), while the circularity index was computed from A and P using the “Field Calculator” tool based on the equation appearing in Chaturvedi [57]:

$$CI = (40,000 \cdot \pi \cdot A) / P^2 \quad (1)$$

where:

CI = Circularity Index; A = Area (1 hm²); P = Perimeter (m).

The CI ranges from 1 (a perfect circle) to 0 (an irregular shape). Therefore, the index describes the shape of a fragment concerning its resemblance to a circular shape. The closer to the circular outline, the more regular the shape is. Regularity assures larger distances from the edges in relation to the center of the fragment. Consequently, values closer to 1 should indicate enhanced protection to nuclear areas of the fragments. The fragment’s shape together with the area determines the final consequence of a possible external disturbance to the habitat [58]. It is worth recalling, in this regard, that an association between a reduced area and an irregular shape decreases the nuclear area of forest fragments, making them more prone to edge effects.

The forestland was also analyzed along the drainage network. The purpose was to quantify the share of forests within riparian strips defined alongside the perennial and seasonal watercourses of Ribeirão Preto, and verify the impact of forest code implementation in the Areas of Permanent Protection. The extraction of water lines in shapefile format within this municipality was accomplished through automatic interpretation of a 30 × 30 m Digital Elevation Model (in raster format), using the ArcHydro extension of ArcGIS 10.5. Four buffers were drawn around the drainage network at predefined distances. The buffer widths were 30, 50, 100 and 250 m wide.

3. Results

The spatial and temporal distributions of forest cover in the Ribeirão Preto municipality are illustrated in Figure 2. The number of forest fragments increased from 393 in 2010 to 413 and 44 in 2013 and 2016 respectively. Over the study period from 2010 to 2016, the fragments increased to 13.2%. The total forested area also increased from 5185.63 ha to 5224.53 ha and subsequently to 5432.32 ha, but the percentage of increase was much smaller (just 4.8%). This implies a decrease in the mean area of forest fragments. A similar conclusion could be attained from analysis of forest stand perimeters, which increased from 888,645 m to 906,010 m and 957,358 m, i.e., solely 7.7% in the 2010–2016 period. The distribution of forest fragments per area and perimeter classes is presented in Table 1. The fragments smaller than 5 ha dominated the landscape, as they represented 54%, 56% and 56% of all forest stands in 2010, 2013 and 2016, respectively (see also Figure 2a–c). This class showed a visible and continuous increase in the number of spots within the studied timeframe (it has raised 37 elements). The fragments larger than 5 ha and smaller than 20 ha were the second dominating group with shares of 30%, 29% and 30% in the same years. This group also showed an increase in the number of spots (12), but the increment occurred mostly from 2013 to 2016 (11). The medium (80–200 ha), large (80–200 ha) and very large (>200 ha) classes all together, represented 16%, 15% and 14% of all fragments and kept the number of elements practically unchanged throughout the studied period (61 in 2010 and 2013; 63 in 2016).

The evolutionary pattern observed for fragment area can be reproduced for perimeter as well. In 2010, the number of forest fragments in the class <1000 m was 165. In 2013, this number raised to 180 (15 more spots) and in 2016 to 192 (more 12). Thus, in total, the group of smaller fragments

was 27 larger in 2016 relative to 2010. As one looks to the classes of larger perimeter (1000–1500 m, 1500–2000 m, etc.), the growth in the number of fragments became more steady, namely more 7, 10, 5, 1, 1, and 1 elements, respectively.

The distribution of forest fragments per classes of circularity index (CI) is described in Table 2 and illustrated in Figure 2d–f. In 2010, the elongated patches were dominant, namely the <0.17 (79 spots) and $0.17–0.5$ (186) groups. The three intermediate classes, which span the $0.5 < CI < 0.8$ range, assembled 117 of all fragments, while the most rounded patches ($CI = 0.8–1.0$) formed a ground of just 11 elements. In 2016, the number of fragments in the elongated classes was substantially more than in 2010, especially those included in the $0.17–0.5$ class that increased to 219 patches (33 more relative to 2010). The other classes also raised the number of fragments, but modestly (between 3 and 6), except the class $0.8–1.0$ that kept the initial number of patches (11). If one centers the analysis on relative increases (percentages), it is clear that class $0.17–0.5$ increased, while most of the other classes became less represented in the transition from 2010 to 2016. Overall, the results point to the spreading of forest fragmentation. This process has raised the number of small and elongated fragments, with potential aggravation of edge effects related to expansion of urban areas and agriculture surrounding the forested areas of Ribeirão Preto municipality.

Table 1. Distribution of forest fragments per area (ha) and perimeter (m) classes in the political and administrative unit of Ribeirão Preto in the years of 2010, 2013 and 2016. Symbols: Count—number of forest fragments; A—Total area of forest fragments, FA—Average area of forest fragments.

Forest Fragments	2010					2013					2016				
	Count	%	A (hm ²)	%	FA (ha)	Count	%	A (hm ²)	%	FA (ha)	Count	%	A (hm ²)	%	FA (ha)
Classes of area (hm ²) <5															
	214	54	462.6	9	2.2	233	56	494.7	9	2.1	251	56	539.5	10	2.1
5–10	66	17	476.1	9	7.2	67	16	482.9	9	7.2	75	17	542.7	10	7.2
10–20	52	13	712.1	14	13.7	52	13	712.1	14	13.7	56	13	761.2	14	13.6
20–80	49	12	1691.7	33	34.5	49	12	1691.7	32	34.5	51	11	1745.9	32	34.2
80–200	11	3	1254.6	24	114.1	11	3	1254.6	24	114.1	11	2	1254.6	23	114.1
>200	1	0	588.4	11	588.4	1	0	588.4	11	588.4	1	0	588.4	11	588.4
Total	393	100	5185.6	100	14.21	413	100	5224.5	100	13.4	445	100	5432.3	100	12.2
Classes of perimeter (m)															
<1000	165	42	105,704	6	638.8	180	44	114,562	6	636.5	192	43	123,514	6	643.3
1000–1500	63	16	77,712	6	1233.5	65	16	80,181	6	1233.6	70	16	86,140	6	1230.57
1500–2000	31	8	54,317	5	1752.2	33	8	57,840	5	1752.7	41	9	71,607	6	1746.95
2000–2500	25	6	56,846	5	2273.8	26	6	59,061	5	2271.6	30	7	68,440	5	2281.33
2500–3500	35	9	103,447	13	2955.6	35	8	103,447	13	2955.6	36	8	106,123	12	2947.86
3500–5500	50	13	215,740	25	4314.8	50	12	215,740	24	4314.8	51	11	220,279	28	4319.2
5500–50,000	24	6	275,179	41	11,465.8	24	6	275,179	41	11,465.8	25	6	281,255	38	11,250.2
Total	393	100	888,945	100	2262	413	100	906,010	100	2193	445	100	957,358	100	2151

Table 2. Distribution of forest fragments per class of circularity index (CI) in the political and administrative unit of Ribeirão Preto in the years of 2010, 2013 and 2016.

CI Classes	2010		2013		2016	
	Count	%	Count	%	Count	%
<0.17	79	20.1	82	19.9	85	19.1
0.17–0.5	186	47.3	195	47.2	219	49.2
0.5–0.6	41	10.4	42	10.2	44	9.9
0.6–0.7	40	10.2	45	10.9	47	10.6
0.7–0.8	36	9.2	38	9.2	39	8.8
0.8–1.0	11	2.8	11	2.7	11	2.5
Total	393	100	413	100	445	100

The spatial distribution of forested areas within buffers of predefined distance alongside the watercourses (30, 50, 100 and 250 m wide) is illustrated in Figure 3. The increase observed in the 2010–2016 period is evident for all buffers. It ranged from 2% in the smaller buffers (from 19 to 21% in the 30 m buffer; from 17 to 19% in the 50 m buffer) to 1% in the larger buffers (from 13 to 14% in the 100 m buffer; from 8 to 9% in the 250 m buffer). The figure also shows that as the buffer widens, the share of forests decreases, which means that the forest occupation becomes sparser.

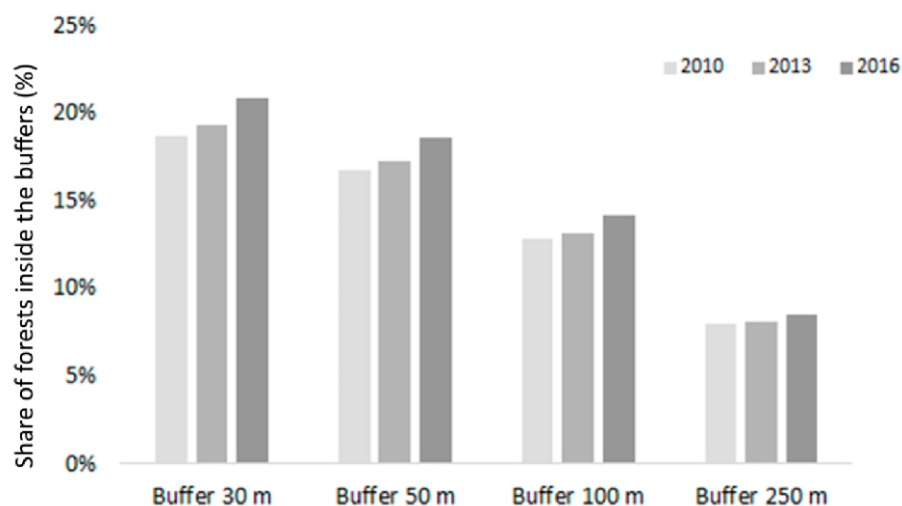


Figure 3. Distribution of forest fragments within buffers of predefined width defined along the watercourses of Ribeirão Preto in 2010, 2013 and 2016.

4. Discussion

The fragmentation of forest cover was evident in the Ribeirão Preto municipality in 2010 and the pattern has not changed in the 2010–2016 period. Within this timeframe, the number of small and elongated patches has increased and amplified the fragmentation. However, the reforestation of riparian areas has improved. Overall, the implementation of Brazil's new Forest Code was apparently effective in the (re)build of APPs (Areas of Permanent Protection), but relatively ineffective in the development of an ecologically sustainable Legal Reserve. The process of fragmentation hinged on the development of agricultural productive systems, the human infrastructures derived therefrom, and the urban expansion. The sugar cane culture represented 57% of Ribeirão Preto's administrative region in 2016 [59]. The expansion of sugar cane farming in this region can explain the standard of fragmentation and the irregularity of the fragment's shape, because the agrarian activity was set up in large areas previously occupied by native vegetation. The expansion of agriculture and urban areas is typically very damaging to forest health and habitat quality. Ultimately, it can cause permanent negative effects, endangering the ecosystem's sustainability [60]. In the Ribeirão Preto municipality, as common practice, the farming expansion occupied the areas of low slope, because machinery can easily move across these areas. A similar spreading was observed by Adami et al. [61], who studied the farming expansion and Atlantic Rainforest patches in São Paulo state.

The traditional fragmentation in the Ribeirão Preto municipality is mostly of small areas. The process of fragmentation observed in this territory has also occurred in the Northeast region of São Paulo State [62,63], where the surface is 13.70% occupied with fragments of Atlantic Forest. The report on the growing number of patches with a small circularity index (Table 2) exposes how inefficient the enforcement of Brazil's Forest Code was until 2016. These patches are prone to edge effects and a source of concern to public administrators [64]. The small ratios of area/perimeter that typify forest fragments with small circulation index increase the contact of natural vegetation with other anthropic environments. This is likely to trigger various negative effects on wildlife quality and biodiversity because of a potential pollution increase inside the

fragment, among other disturbances. The edge effects also change the growth conditions of vegetation in the fragment centers, because of drastic changes in temperature, moisture, light and wind, which in turn decrease the biomass and change the nutrient cycles. The effects are more important in the small and more isolated patches [4,6,7,9,11]. They increase as time goes by and ultimately compromise the fragments' sustainability [65]. Therefore, it is urgent to enforce the Forest Code more strictly in the Ribeirão Preto municipality, through implementation or imposition of restoration, protection and connectivity initiatives that could increase forest fragment circularity and improve biodiversity as well as the viability of ecosystem services in the sequel.

The implementation of harmonious productive models would help in improving circularity and the connectivity among forest patches [66]. The agroforestry systems (AFSs) are a good example of a harmonious productive model [67]. The Brazilian law allows the development of AFSs in the Legal Reserve, meaning that exploration of these areas can occur under a sustainable model where partial management and partial maintenance of vegetation coexist. Eventually, the implementation of AFSs would alleviate the pressure on deforestation that has increased, along with the pressure on sugar cane and ethanol production used for fuel supply. Besides the implementation of AFSs, other initiatives are also thought to reduce edge effects around small and irregular forest fragments. For example, the damping area around the most irregular fragments could be raised [68,69]. The recovering of patches could also occur through natural regeneration. According to Ghazoul and Chazdon [70], the processes of natural recovery can improve the landscape heterogeneity, besides reducing the edge effects. Taken all together, these conservationist initiatives would help in building a sustainable Legal Reserve in the region.

The enforcement of Brazil's new Forest Code has resulted in the expansion of forest cover inside the APPs [71]. The present study confirms this positive outcome in the Ribeirão Preto municipality

within the studied period. For all buffers, but especially the 30 to 50 m wide, the forest fragments and their area increased around the watercourses. The legal framework about the APPs comprises an ample set of rules related to land use and

cover organization in space and time. The economic activities close to these areas should attend these rules and precisely define how the landowners can manage their licenses to work. The discussion about environmental management in connection with neighboring cropping and urban communities is of paramount importance in this regard. For example, according to the set rules, forests should cover the APPs completely, but 60% of these areas do not respect the regulations. On the other hand, the patches of Legal Reserve located in the rural properties should be connected to each other and extend to the APPs, forming ecological corridors. However, many properties violate this rule. In cases where the respect for the set laws is lacking, landowners ought to repair the situation.

Despite the disrespect of many rules, the implementation of Brazil's Forest Code has produced some good results, which are subtle so far. Eventually, a closer monitoring (e.g., through remote sensing devices such as drones) of private reforestation plans, coupled with the implementation of other practical instruments (e.g., "polluter pays principle"), would help in improving further the riverine ecosystems and their services. The approach of involving legal and administrative authorities, landowners, environmental groups and the local community in a collective decision-making experience would produce the best and enduring results, but may be a utopia. At this point, it is worth recalling Article 225^o of the Brazilian Constitution that renders everyone "the right to an ecologically balanced environment, which is an asset of common use and essential to a healthy quality of life, and both the Government and the community shall have the duty to defend and preserve it for present and future generations".

The extensive response of land use and cover to legal constraints was already observed in many regions around the globe, namely in the Benin Republic after the implementation of law 1–2013 [72]. We do consider the possibility of accomplishing this goal in Brazil. However, there are some prerequisites for success. The national policies and laws should supply the society with a coherent set of strategies and rules to manage the APPs and the LRs. In addition, they should define goals and deadlines for the recovery of damaged APPs and LRs, in keeping with the rules set out in the Brazilian Forest Code. To be successful in this enterprise, the regulations for

implementing the Forest Code should become practical and intuitive for all intervenors, namely landowners. In this regard, they need to describe how, when and where the interested landowners must manage their areas for a sustainable forestland.

5. Conclusions

The new Forest Code (Brazilian Law No. 12,651/12) was established in 2012 and implemented since then. The results of a remote sensed assessment of area, perimeter and circularity index allowed the checking of forest fragmentation in Ribeirão Preto municipality from 2010 to 2016. The forests were fragmented in 2010, because the number of small and elongated patches were dominant in the landscape. In 2016, the situation improved because the forest cover increased. However, the dominance of elongated patches persisted. A promising outcome from the diagnosis was that reforestation around the watercourses (Areas of Permanent Protection) improved. Overall, the implementation of Brazil's new Forest Code in the studied period was positive but not as active as should be, and therefore requires a more strict enforcement in the future.

Author Contributions: Conceptualization, R.P., R.C.A.C. and T.C.T.P.; methodology, R.P. and R.C.A.C.; software, G.C.d.M. and R.C.A.C.; validation, F.A.L.P., T.C.T.P., C.A.V. and L.F.S.F.; formal analysis, R.P. and R.C.A.C.; investigation, R.P. and G.C.d.M.; resources, R.P. and R.C.A.C.; data curation, F.A.L.P. and R.C.A.C.; writing—original draft preparation, R.P., R.C.A.C. and T.C.T.P.; writing—review and editing, G.C.d.M., T.C.T.P., F.A.L.P., C.A.V. and L.F.S.F.; visualization, R.C.A.C.; supervision, T.C.T.P.; project administration R.P.; funding acquisition R.P. and T.C.T.P. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The present study was carried out within the framework of the Post Graduation Research Program of Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq); São Paulo State University, UNESP— Universidade Estadual Paulista, Câmpus Jaboticabal, Department of Engineering and Exact Sciences, Geomatic Laboratory; Postgraduate Program in Agronomy (Soil Science), and Land Use Policy Research Group—POLUS. For the author integrated in the CITAB

Research Centre, the research was further financed by the FEDER/COMPETE/POCI—Operational Competitiveness and Internationalization Program, under project POCI-01-0145-FEDER-006958, and by the National Funds of FCT—Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UIDB/AGR/04033/2020. For the author integrated in the CQVR, the research was further financed by National Funds of FCT—Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UIDB/QUI/00616/2020.

Acknowledgments: The authors would like to thank *in memoriam* to the dear Valdemir Antônio Rodrigues for all the lessons and partnerships over the years.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

References

1. Foley, J.A.; Defries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; et al. Global consequences of land use. *Science* **2005**, *309*, 570–574. [[CrossRef](#)]
2. da Silva, R.F.B.; Batistella, M.; Moran, E.F. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. *Environ. Sci. Policy* **2017**, *74*, 14–22. [[CrossRef](#)]
3. Ahammad, R.; Stacey, N.; Eddy, I.M.S.; Tomscha, S.A.; Sunderland, T.C.H. Recent trends of forest cover change and ecosystem services in eastern upland region of Bangladesh. *Sci. Total Environ.* **2019**, *647*, 379–389. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
4. Liu, J.; Coomes, D.A.; Gibson, L.; Hu, G.; Liu, J.; Luo, Y.; Wu, C.; Yu, M. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. *Biol. Rev.* **2019**, *94*, 1636–1657. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
5. Sun, X.; Tang, H.; Yang, P.; Hu, G.; Liu, Z.; Wu, J. Spatiotemporal patterns and drivers of ecosystem service supply and demand across the conterminous United States: A multiscale analysis. *Sci. Total Environ.* **2020**, *703*, 135005. [[CrossRef](#)]
6. Newbold, T.; Hudson, L.N.; Hill, S.L.L.; Contu, S.; Lysenko, I.; Senior, R.A.; Börger, L.; Bennett, D.J.; Choimes, A.; Collen, B.; et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* **2015**, *520*, 45–50. [[CrossRef](#)]

7. Luo, Y.; Chen, H.Y.H.; McIntire, E.J.B.; Andison, D.W. Divergent temporal trends of net biomass change in western Canadian boreal forests. *J. Ecol.* **2019**, *107*, 69–78. [[CrossRef](#)]
8. Garg, T. Ecosystems and human health: The local benefits of forest cover in Indonesia. *J. Environ. Econ. Manag.* **2019**, *98*, 102271. [[CrossRef](#)]
9. Geeraert, L.; Hulsmans, E.; Helsen, K.; Berecha, G.; Aerts, R.; Honnay, O. Rapid diversity and structure degradation over time through continued coffee cultivation in remnant Ethiopian Afromontane forests. *Biol. Conserv.* **2019**, *236*, 8–16. [[CrossRef](#)]
10. Marcos-Martinez, R.; Bryan, B.A.; Schwabe, K.A.; Connor, J.D.; Law, E.A.; Nolan, M.; Sánchez, J.J. Projected social costs of CO₂ emissions from forest losses far exceed the sequestration benefits of forest gains under global change. *Ecosyst. Serv.* **2019**, *37*, 100935. [[CrossRef](#)]
11. Thomsen, M.S.; Godbold, J.A.; Garcia, C.; Bolam, S.G.; Parker, R.; Solan, M. Compensatory responses can alter the form of the biodiversity–function relation curve. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2019**, *286*, 20190287. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Haddad, N.M.; Brudvig, L.A.; Clobert, J.; Davies, K.F.; Gonzalez, A.; Holt, R.D.; Lovejoy, T.E.; Sexton, J.O.; Austin, M.P.; Collins, C.D.; et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Sci. Adv.* **2015**, *1*, e1500052. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
13. Lewis, S.L.; Edwards, D.P.; Galbraith, D. Increasing human dominance of tropical forests. *Science (80-.)* **2015**, *349*, 827–832. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
14. Kim, J.H.; Hwang, T.; Yang, Y.; Schaaf, C.L.; Boose, E.; Munger, J.W. Warming-Induced Earlier Greenup Leads to Reduced Stream Discharge in a Temperate Mixed Forest Catchment. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* **2018**, *123*, 1960–1975. [[CrossRef](#)]
15. Milheiras, S.G.; Mace, G.M. Assessing ecosystem service provision in a tropical region with high forest cover: Spatial overlap and the impact of land use change in Amapá, Brazil. *Ecol. Indic.* **2019**, *99*, 12–18. [[CrossRef](#)]
16. Stoorvogel, J.J.; Antle, J.M.; Crissman, C.C.; Bowen, W. The tradeoff analysis model: Integrated bio-physical and economic modeling of agricultural production systems. *Agric. Syst.* **2004**, *80*, 43–66. [[CrossRef](#)]
17. Vidal-Legaz, B.; Martínez-Fernández, J.; Picón, A.S.; Pugnaire, F.I. Trade-offs between maintenance of ecosystem services and socio-economic development in rural mountainous communities in southern Spain: A dynamic simulation approach. *J. Environ. Manag.* **2013**, *131*, 280–297. [[CrossRef](#)]

18. Liu, Y.; Feng, Y.; Zhao, Z.; Zhang, Q.; Su, S. Socioeconomic drivers of forest loss and fragmentation: A comparison between different land use planning schemes and policy implications. *Land Use Policy* **2016**, *54*, 58–68. [[CrossRef](#)]
19. Chen, W.; Zhao, H.; Li, J.; Zhu, L.; Wang, Z.; Zeng, J. Land use transitions and the associated impacts on ecosystem services in the Middle Reaches of the Yangtze River Economic Belt in China based on the geo-informatic Tupu method. *Sci. Total Environ.* **2020**, *701*, 134690. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
20. Taubert, F.; Fischer, R.; Groeneveld, J.; Lehmann, S.; Müller, M.S.; Rödig, E.; Wiegand, T.; Huth, A. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* **2018**, *554*, 519–522. [[CrossRef](#)]
21. Keenan, R.J.; Reams, G.A.; Achard, F.; de Freitas, J.V.; Grainger, A.; Lindquist, E. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *For. Ecol. Manag.* **2015**, *352*, 9–20. [[CrossRef](#)]
22. Kröger, M. Deforestation, cattle capitalism and neodevelopmentalism in the Chico Mendes Extractive Reserve, Brazil. *J. Peasant Stud.* **2020**, *47*, 464–482. [[CrossRef](#)]
23. Mikoláš, M.; Svitok, M.; Teodosiu, M.; Nagel, T.A.; Svoboda, M. Land use planning based on the connectivity of tree species does not ensure the conservation of forest biodiversity. *Land Use Policy* **2019**, *83*, 63–65. [[CrossRef](#)]
24. Soterroni, A.C.; Mosnier, A.; Carvalho, A.X.Y.; Câmara, G.; Obersteiner, M.; Andrade, P.R.; Souza, R.C.;
Brock, R.; Pirker, J.; Kraxner, F.; et al. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. *Environ. Res. Lett.* **2018**, *13*, 074021. [[CrossRef](#)]
25. Ferreira, I.J.M.; Bragion, G.d.R.; Ferreira, J.H.D.; Benedito, E.; Couto, E.V.d. Landscape pattern changes over 25 years across a hotspot zone in southern Brazil. *South. For.* **2019**, *81*, 175–184. [[CrossRef](#)]
26. Chazdon, R.L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. *Biotropica* **2019**, *51*, 463–472. [[CrossRef](#)]
27. Pacheco, F.A.L.; Varandas, S.G.P.; Sanches Fernandes, L.F.; Valle Junior, R.F. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. *Sci. Total Environ.* **2014**, *485–486*, 110–120. [[CrossRef](#)]
28. Valle Junior, R.F.; Varandas, S.G.P.; Pacheco, F.A.L.; Pereira, V.R.; Santos, C.F.; Cortes, R.M.V.; Sanches
Fernandes, L.F. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. *Land Use Policy* **2015**, *43*, 48–62. [[CrossRef](#)]
29. Pacheco, F.A.L.; Sanches Fernandes, L.F. Environmental land use conflicts in catchments: A major cause of amplified nitrate in river water. *Sci. Total Environ.* **2016**, *548–549*, 173–188. [[CrossRef](#)]

30. Brancalion, P.H.S.; Niamir, A.; Broadbent, E.; Crouzeilles, R.; Barros, F.S.M.; Almeyda Zambrano, A.M.; Baccini, A.; Aronson, J.; Goetz, S.; Reid, J.L.; et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Sci. Adv.* **2019**, *5*, eaav3223. [[CrossRef](#)]
31. Pissarra, T.C.T.; Valera, C.A.; Costa, R.C.A.; Siqueira, H.E.; Martins Filho, M.V.; Valle Júnior, R.F.d.; Sanches Fernandes, L.F.; Pacheco, F.A.L. A regression model of stream water quality based on interactions between landscape composition and riparian buffer width in small catchments. *Water* **2019**, *11*, 1757. [[CrossRef](#)]
32. Tomppo, E. RESOURCE ASSESSMENT|Forest Resources. In *Encyclopedia of Forest Sciences*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2004; pp. 965–973. ISBN 9789251305614.
33. Grab, H.; Poveda, K.; Danforth, B.; Loeb, G. Landscape context shifts the balance of costs and benefits from wildflower borders on multiple ecosystem services. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2018**, *285*, 20181102. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
34. Costa, R.C.A.; Pereira, G.T.; Tarlé Pissarra, T.C.; Silva Siqueira, D.; Sanches Fernandes, L.F.; Vasconcelos, V.; Fernandes, L.A.; Pacheco, F.A.L. Land capability of multiple-landform watersheds with environmental land use conflicts. *Land Use Policy* **2019**, *81*, 689–704. [[CrossRef](#)]
35. Niemeyer, J.; Barros, F.S.M.; Silva, D.S.; Crouzeilles, R.; Vale, M.M. Planning forest restoration within private land holdings with conservation co-benefits at the landscape scale. *Sci. Total Environ.* **2020**, *717*, 135262. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
36. Fearnside, P.M. Brazilian politics threaten environmental policies. *Science (80-.)* **2016**, *353*, 746–748. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
37. Lahsen, M.; Bustamante, M.M.C.; Dalla-Nora, E.L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environ. Sci. Policy Sustain. Dev.* **2016**, *58*, 4–15. [[CrossRef](#)]
38. Soares-Filho, B.; Rajao, R.; Macedo, M.; Carneiro, A.; Costa, W.; Coe, M.; Rodrigues, H.; Alencar, A. Cracking Brazil's Forest Code. *Science (80-.)* **2014**, *344*, 363–364. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
39. Brancalion, P.H.S.; Garcia, L.C.; Loyola, R.; Rodrigues, R.R.; Pillar, V.D.; Lewinsohn, T.M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: Atualizações e ações em curso. *Nat. Conserv.* **2016**, *14*, e1–e16. [[CrossRef](#)]
40. Strassburg, B.B.N.; Brooks, T.; Feltran-Barbieri, R.; Iribarrem, A.; Crouzeilles, R.; Loyola, R.; Latawiec, A.E.;
Oliveira Filho, F.J.B.; Scaramuzza, C.A.d.M.; Scarano, F.R.; et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot.

Nat. Ecol. Evol. **2017**, 1, 0099. [[CrossRef](#)]

41. Roitman, I.; Cardoso Galli Vieira, L.; Baiocchi Jacobson, T.K.; da Cunha Bustamante, M.M.; Silva Marcondes, N.J.; Cury, K.; Silva Estevam, L.; da Costa Ribeiro, R.J.; Ribeiro, V.; Stabile, M.C.C.; et al. Rural environmental registry: An innovative model for land-use and environmental policies. *Land Use Policy* **2018**, 76, 95–102. [[CrossRef](#)]
42. Valera, C.A.; Pissarra, T.C.T.; Martins Filho, M.V.; Valle Junior, R.F.; Sanches Fernandes, L.F.; Pacheco, F.A.L. A legal framework with scientific basis for applying the ‘polluter pays principle’ to soil conservation in rural watersheds in Brazil. *Land Use Policy* **2017**, 66, 61–71. [[CrossRef](#)]
43. Valera, C.; Pissarra, T.; Filho, M.; Valle Júnior, R.; Oliveira, C.; Moura, J.; Sanches Fernandes, L.; Pacheco, F. 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* **2019**, 11, 549. [[CrossRef](#)]
44. Nagendra, H.; Lucas, R.; Honrado, J.P.; Jongman, R.H.G.; Tarantino, C.; Adamo, M.; Mairota, P. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. *Ecol. Indic.* **2013**, 33, 45–59. [[CrossRef](#)]
45. Almeida, D.R.A.; Stark, S.C.; Chazdon, R.; Nelson, B.W.; Cesar, R.G.; Meli, P.; Gorgens, E.B.; Duarte, M.M.; Valbuena, R.; Moreno, V.S.; et al. The effectiveness of lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. *For. Ecol. Manag.* **2019**, 438, 34–43. [[CrossRef](#)]
46. Kotchetkoff-Henriques, O.; Joly, C.A.; Bernacci, L.C. Relação entre o solo e a composição florística de remanescentes de vegetação natural no Município de Ribeirão Preto, SP. *Rev. Bras. Botânica* **2005**, 28, 541–562. [[CrossRef](#)]
47. Henriques, O.K. *Caracterização da Vegetação Natural em RIBEIRÃO PRETO, SP: Bases Para Conservação*; Universidade de São Paulo: Ribeirão Preto, Brazil, 2003.
48. Liang, J.; Gong, J.; Li, W. Applications and impacts of Google Earth: A decadal review (2006–2016). *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **2018**, 146, 91–107. [[CrossRef](#)]
49. Potapov, P.; Yaroshenko, A.; Turubanova, S.; Dubinin, M.; Laestadius, L.; Thies, C.; Aksenov, D.; Egorov, A.; Yesipova, Y.; Glushkov, I.; et al. Mapping the world’s intact forest landscapes by remote sensing. *Ecol. Soc.* **2008**, 13, art51. [[CrossRef](#)]
50. Rocchini, D.; Petras, V.; Petrasova, A.; Horning, N.; Furtkevicova, L.; Neteler, M.; Leutner, B.; Wegmann, M. Open data and open source for remote sensing training in ecology. *Ecol. Inform.* **2017**. [[CrossRef](#)]

51. Yu, H.; Liu, X.; Kong, B.; Li, R.; Wang, G. Landscape ecology development supported by geospatial technologies: A review. *Ecol. Inform.* **2019**, *51*, 185–192. [[CrossRef](#)]
52. Panizza, A.D.C.; Fonseca, F.P. Técnicas de interpretação visual de imagens. *GEOUSP Espaço e Tempo* **2011**, *30*. [[CrossRef](#)]
53. Pissarra, T.C.T.; Marcussi, A.B.; Leão, G.d.R.; Galbiatti, J.A.; Borges, M.J.; Campos, S. Environmental adaptation of the source of the subbasin of Rico Stream, Monte Alto-SP, Brazil. *Eng. Agrícola* **2013**, *33*, 303–311. [[CrossRef](#)]
54. Carranza, M.L.; Hoyos, L.; Frate, L.; Acosta, A.T.R.; Cabido, M. Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina. *Landsc. Urban Plan.* **2015**. [[CrossRef](#)]
55. Chapungu, L.; Takuba, N.; Zinhiva, H. A multi-method analysis of forest fragmentation and loss: The case of ward 11, Chiredzi District of Zimbabwe. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* **2014**. [[CrossRef](#)]
56. Rahman, F.M.; Jashimuddin, M.; Kamrul, I.; Kumar Nath, T. Land use change and forest fragmentation analysis: A geoinformatics approach on chunati wildlife sanctuary, bangladesh. *J. Civ. Eng. Environ. Sci.* **2016**. [[CrossRef](#)]
57. Chaturvedi, M.D. *Measurements of Forest Crops*; Oxford University Press: London, UK, 1926.
58. Perry, D.A.; Oren, R.; Hart, S.C. *Forest Ecosystems*; Johns Hopkins University Press: Baltimore, MD, USA, 2008.
59. IBGE. *Produção Agrícola*; Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: Ribeirão Preto, Brazil, 2018.
60. Appolinário, V.; Oliveira Filho, A.T.; Guilherme, F.A.G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Rev. Bras. Botânica* **2005**, *28*, 347–360. [[CrossRef](#)]
61. Adami, M.; Rudorff, B.F.T.; Freitas, R.M.; Aguiar, D.A.; Sugawara, L.M.; Mello, M.P. Remote sensing time series to evaluate direct land use change of recent expanded sugarcane crop in Brazil. *Sustainability* **2012**, *4*, 574–585. [[CrossRef](#)]
62. Casanova, D.C.; Pereira, L.C.G.; Campos, S.; Pissarra, T.C.T. Levantamento dos fragmentos florestais situados dentro da Área de Preservação Permanente ao longo da rede de drenagem da microbacia do córrego do Jaboticabal. *Periódico Eletrônico Fórum Ambient. da Alta Paul.* **2010**, *6*. [[CrossRef](#)]
63. Greggio, T.C.; Pissarra, T.C.T.; Rodrigues, F.M. Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP. *Rev. Árvore* **2009**, *33*, 117–124. [[CrossRef](#)]

64. Etto, T.L.; Longo, R.M.; Arruda, D.d.R.; Invenioni, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras-Campinas-SP. *Rev. Árvore* **2013**, *37*, 1063–1071. [[CrossRef](#)]
65. Penido, G.; Ribeiro, V.; Fortunato, D. Edge effect on post-dispersal artificial seed predation in the southeastern Amazonia, Brazil. *Braz. J. Biol.* **2015**, *75*, 347–351. [[CrossRef](#)]
66. Santos, R.C.d.; Lima, M.; Silva Junior, C.A.d.; Battirola, L.D. Disordered conversion of vegetation committees connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. *Appl. Geogr.* **2019**, *111*, 102082. [[CrossRef](#)]
67. Metzger, J.P.; Bustamante, M.M.C.; Ferreira, J.; Fernandes, G.W.; Librán-Embíd, F.; Pillar, V.D.; Prist, P.R.; Rodrigues, R.R.; Vieira, I.C.G.; Overbeck, G.E. Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspect. Ecol. Conserv.* **2019**, *17*, 91–103. [[CrossRef](#)]
68. Rodrigues, R.R.; Bononi, V.L.R. (Eds.) *Diretrizes Para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo*; Programa Biot/FAPESP, Instituto de Botânica, Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Secretaria do Meio Ambiente: São Paulo, Brazil, 2008.
69. Calegari, L.; Martins, S.V.; Gleriani, J.M.; Silva, E.; Busato, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Rev. Árvore* **2010**, *34*, 871–880. [[CrossRef](#)]
70. Ghazoul, J.; Chazdon, R. Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **2017**, *42*, 161–188. [[CrossRef](#)]
71. Gass, S.L.B.; Verdum, R.; Corbonnois, J.; Laurent, F. Áreas de preservação permanente (APPs) no Brasil e na França: um comparativo. *Confins* **2016**, *27*, 1–19. [[CrossRef](#)]
72. Ekpodessi, S.G.N.; Nakamura, H. Land use and management in Benin Republic: An evaluation of the effectiveness of Land Law 2013-01. *Land Use Policy* **2018**, *78*, 61–69. [[CrossRef](#)]



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Referências

- ACHARD, F.; BEUCHLE, R.; MAYAUX, P.; STIBIG, H. J.; BODART, C.; BRINK, A.; CARBONI, S.; DESCLÉE, B.; DONNAY, F.; EVA, H. D.; LUPI, A.; RAŠI, R.; SELIGER, R.; SIMONETTI, D. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 20, n. 8, p. 2540–2554, 2014. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.12605>>. Acesso em: 4 maio. 2022.
- AHMAD, M.; JIANG, P.; MAJEED, A.; UMAR, M.; KHAN, Z.; MUHAMMAD, S. The dynamic impact of natural resources, technological innovations and economic growth on ecological footprint: An advanced panel data estimation. **Resources Policy**, [s. l.], v. 69, p. 101817, 2020.
- AHMADI, H.; PEKKAN, E. Fault-based geological lineaments extraction using remote sensing and gis—a review. **Geosciences (Switzerland)**, [s. l.], v. 11, n. 5, p. 183, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3263/11/5/183/htm>>. Acesso em: 14 abr. 2022.
- ARAÚJO COSTA, R. C.; PEREIRA, G. T.; TARLÉ PISSARRA, T. C.; SILVA SIQUEIRA, D.; SANCHES FERNANDES, L. F.; VASCONCELOS, V.; FERNANDES, L. A.; PACHECO, F. A. L. Land capability of multiple-landform watersheds with environmental land use conflicts. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 81, p. 689–704, 2019.
- ATWOOD, T. B.; CONNOLLY, R. M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P. E.; DUARTE, C. M.; LEWIS, C. J. E.; IRIGOIEN, X.; KELLEWAY, J. J.; LAVERY, P. S.; MACREADIE, P. I.; SERRANO, O.; SANDERS, C. J.; SANTOS, I.; STEVEN, A. D. L.; LOVELOCK, C. E. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nature Climate Change 2017 7:7**, [s. l.], v. 7, n. 7, p. 523–528, 2017. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nclimate3326>>. Acesso em: 4 maio. 2022.
- BARBOSA, S. G.; SPLETOZER, A. G.; ROQUE, M. P. B.; FERREIRA NETO, J. A.; DIAS, H. C. T.; RAMOS, M. P.; BONILLA, M. A. C.; RIBEIRO, W. S.; ALCÁNTARA-DE LA CRUZ, R.; ZANUNCIO, J. C. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports 2018 8:1**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1–7, 2018. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-018-22311-y>>. Acesso em: 22 abr. 2022.
- BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 21–24, 2011. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/bn/a/qkJL5MqgNQMjFqcb873df7D/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 13 abr. 2022.
- BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. **BioScience**, [s. l.], v. 51, n. 3, p. 227–234, 2001. Disponível em: <<https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/51/3/227/256199>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; PANAGOS, P.; LUGATO, E.; YANG, J. E.; ALEWELL, C.; WUEPPER, D.; MONTANARELLA, L.; BALLABIO, C. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 117, n. 36, p. 21994–22001, 2020. Disponível em: <<https://www.pnas.org>>. Acesso em: 16 mar. 2022.

BORUCKE, M.; MOORE, D.; CRANSTON, G.; GRACEY, K.; IHA, K.; LARSON, J.; LAZARUS, E.; MORALES, J. C.; WACKERNAGEL, M.; GALLI, A. Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 24, p. 518–533, 2013.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v. 14, p. e1–e16, 2016.

BRANDÃO, C. A. Dinâmicas e transformações territoriais recentes: o papel da PNDR e das políticas públicas não regionais com impacto territorial. **Ipea (Texto para Discussão, n. 2460)**, [s. l.], 2019. Disponível em: <<https://www.econstor.eu/handle/10419/211411>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

BRANDON, C.; BRANDON, K.; FAIRBRASS, A.; NEUGARTEN, R. Integrating natural capital into national accounts: Three decades of promise and challenge. **Review of Environmental Economics and Policy**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 134–153, 2021. Disponível em: <<https://www.journals.uchicago.edu/doi/full/10.1086/713075>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

BRASIL. **Base Legislação da Presidência da República - Decreto-Lei nº 568 de 14 de julho de 1938**. 1938. Disponível em: <<https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEL&numero=568&ano=1938&ato=88a0zZE5EerpXTf5b>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União**, [s. l.], p. 1–32, 2012. a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm>. Acesso em: 26 maio. 2022.

BRASIL, M. do M. A. **Biomás**. 2019. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas.html>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

BRASIL, M. do M. A. **Gestão Territorial**. 2022. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/gestao-territorial.html>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

BRASIL, P. da R. Lei 12.651. . 2012 b.

BROWN, D. G.; VERBURG, P. H.; PONTIUS, R. G.; LANGE, M. D. **Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models**, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343513000912?casa_token=xECNtxjINz4AAAAA:j9kO-rP__Tz9dbes0SF1pfH6NcNHmA1mDo4esSz__ULWPjbp2GfseSQ2_3RnjcNkaiB3Hz>

6r79c>. Acesso em: 20 abr. 2022.

BRYAN-BROWN, D. N.; CONNOLLY, R. M.; RICHARDS, D. R.; ADAME, F.; FRIESS, D. A.; BROWN, C. J. Global trends in mangrove forest fragmentation. **Scientific Reports** **2020 10:1**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1–8, 2020. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-020-63880-1>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

BUCHHORN, M.; SMETS, B.; BERTELS, L.; LESIV, M.; TSENDBAZAR, N.; MASILIUNAS, D.; LINLIN, L.; HEROLD, M.; FRITZ, S. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: Collection 3: epoch 2015: Globe (Version V3.0.1). **Zenodo**, [s. l.], p. 1–14, 2020.

BUCKLE, S. Mitigation of climate change. In: WEATHER 2009, **Anais...** [s.l: s.n.] Disponível em: <<https://keneamazon.net/Documents/Publications/Virtual-Library/Impacto/157.pdf>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

BURLEY, E. T.-E. of forest sciences/Ed.; J., U.; EVANS, U.; J, U.; 2004, U. Resource assessment: Forest resources. In: **Encyclopedia of Forest Sciences**. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 2004. p. 968–973.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P. D.; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; LONGO, K.; MAY, P.; PINTO, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, [s. l.], v. 115, n. 3–4, p. 559–577, 2012.

CARNEIRO FILHO, C. P.; VIEIRA, A. B.; SILVA, K. M. Da. PLANEJAMENTO TERRITORIAL NA PRODUÇÃO DO TERRITÓRIO BRASILEIRO: UMA PERSPECTIVA GEOGRÁFICA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS. In: **TERRITÓRIO, ECONOMIA E POLÍTICA**. [s.l: s.n.]. p. 22–41.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature TA - TT -**, [s. l.], v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997. Disponível em: <<https://www-nature-com.ezproxy.royalroads.ca/articles/387253a0.pdf>>

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 13–23, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/j/abb/a/RhxPXykYPBPbCQCxz8hGtSn/?lang=pt>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

DA SILVA, V. S.; SALAMI, G.; DA SILVA, M. I. O.; SILVA, E. A.; MONTEIRO JUNIOR, J. J.; ALBA, E. Methodological evaluation of vegetation indexes in land use and land cover (LULC) classification. **<https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1608409>**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 159–169, 2019. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/24749508.2019.1608409>>. Acesso em: 20 abr. 2022.

DALE, V. H. **The relationship between land-use change and climate change**, 1997.

DALY, H. E. Toward some operational principles of sustainable development. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 1–6, 1990.

DAMBROS, J.; VINDICA, V. F.; DELABIE, J. H. C.; MARQUES, M. I.; BATTIROLA, L. D. Canopy ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) in two vegetation formations in the Northern Brazilian Pantanal. **Sociobiology**, [s. l.], v. 65, n. 3, p. 358–369, 2018. Disponível em: <<http://periodicos.uefs.br/index.php/sociobiology/article/view/1932>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

DAMINELLO, C. J. Identificação e valoração sociocultural dos serviços ecossistêmicos - o caso da comunidade de Marujá, Ilha do Cardoso - SP, Brasil. São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/106/106132/tde-20012015-220706/>>. Acesso em: 12 abr. 2022.

DE MENDONÇA, G. C.; COSTA, R. C. A.; PARRAS, R.; DE OLIVEIRA, L. C. M.; ABDO, M. T. V. N.; PACHECO, F. A. L.; PISSARRA, T. C. T. Spatial indicator of priority areas for the implementation of agroforestry systems: An optimization strategy for agricultural landscapes restoration. **Science of The Total Environment**, [s. l.], p. 156185, 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896972203282X>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

DE SOUZA, E. B.; BAO, F.; DAMASCENO JUNIOR, G. A.; POTT, A. Differences between species in seed bank and vegetation helps to hold functional diversity in a floodable Neotropical savanna. **Journal of Plant Ecology**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 605–615, 2021. Disponível em: <<https://academic.oup.com/jpe/article/14/4/605/6137561>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

DENG, X.; HUANG, J.; ROZELLE, S.; UCHIDA, E. Cultivated land conversion and potential agricultural productivity in China. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 372–384, 2006.

DENG, X.; SU, H.; ZHAN, J. Integration of Multiple Data Sources to Simulate the Dynamics of Land Systems. **Sensors 2008, Vol. 8, Pages 620-634**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 620–634, 2008. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1424-8220/8/2/620/htm>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

DIMOBE, K.; OUÉDRAOGO, A.; SOMA, S.; GOETZE, D.; POREMBSKI, S.; THIOMBIANO, A. Identification of driving factors of land degradation and deforestation in the Wildlife Reserve of Bontioli (Burkina Faso, West Africa). **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 4, p. 559–571, 2015.

DONG, H.; FENG, Z.; YANG, Y.; LI, P.; YOU, Z. Sustainability assessment of critical natural capital: a case study of water resources in Qinghai Province, China. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 286, p. 125532, 2021.

EHRlich, P.; EHRlich, A. Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 26, n. 4, p. 378–379, 1981. Disponível em: <<https://repository.library.georgetown.edu/handle/10822/788604>>. Acesso em: 12

abr. 2022.

EMBRAPA, E. B. de P. A. **Síntese Ocupação e Uso das Terras no Brasil**. 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/car/sintese>>. Acesso em: 20 abr. 2022.

FEARNSIDE, P. M. Brazilian politics threaten environmental policies the country's environmental licensing system is threatened. **Science**, [s. l.], v. 353, n. 6301, p. 746–748, 2016.

GALLI, A.; GIAMPIETRO, M.; GOLDFINGER, S.; LAZARUS, E.; LIN, D.; SALTELLI, A.; WACKERNAGEL, M.; MÜLLER, F. Questioning the Ecological Footprint. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 69, p. 224–232, 2016.

GALLI, A.; IHA, K.; MORENO PIRES, S.; MANCINI, M. S.; ALVES, A.; ZOKAI, G.; LIN, D.; MURTHY, A.; WACKERNAGEL, M. Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. **Cities**, [s. l.], v. 96, p. 102442, 2020.

GAO, X.; WU, P.; ZHAO, X.; WANG, J.; SHI, Y. Effects of land use on soil moisture variations in a semi-arid catchment: Implications for land and agricultural water management. **Land Degradation and Development**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 163–172, 2014. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ldr.1156>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

GARUMA, G. F. **Review of urban surface parameterizations for numerical climate models**, Elsevier, 2018.

GASSNER, A.; LEDERER, J.; KANITSCHAR, G.; OSSBERGER, M.; FELLNER, J. Extended ecological footprint for different modes of urban public transport: The case of Vienna, Austria. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 72, p. 85–99, 2018.

GBENATO HOUËSSOU, L.; TEKA, O.; TOKO IMOROU, I.; LYKKE, A. M.; SINSIN, B. Land Use and Land-Cover Change at “W” Biosphere Reserve and Its Surroundings Areas in Benin Republic (West Africa). **Environment and Natural Resources Research**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. p87, 2013. Disponível em: <<https://ccsenet.org/journal/index.php/enrr/article/view/24297>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

GHAFOORI KHARANAGH, S.; BANIHABIB, M. E.; JAVADI, S. An MCDM-based social network analysis of water governance to determine actors' power in water-food-energy nexus. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 581, p. 124382, 2020.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1209–1218, 2010.

GRAB, H.; POVEDA, K.; DANFORTH, B.; LOEB, G. Landscape context shifts the balance of costs and benefits from wildflower borders on multiple ecosystem services. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 285, n. 1884, 2018.

GREEN, J. K.; SENEVIRATNE, S. I.; BERG, A. M.; FINDELL, K. L.; HAGEMANN, S.;

LAWRENCE, D. M.; GENTINE, P. Large influence of soil moisture on long-term terrestrial carbon uptake. **Nature** 2019 **565:7740**, [s. l.], v. 565, n. 7740, p. 476–479, 2019. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41586-018-0848-x>>. Acesso em: 5 abr. 2022.

GREGORIO, A. Di. **Land Cover Classification System**. [s.l.: s.n.].

GRIMA, N.; SINGH, S. J. How the end of armed conflicts influence forest cover and subsequently ecosystem services provision? An analysis of four case studies in biodiversity hotspots. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 81, p. 267–275, 2019.

HAGHIGHI, F.; GORJI, M.; SHORAFI, M. A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. **Land Degradation and Development**, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 496–502, 2010.

HAMPF, A. C.; STELLA, T.; BERG-MOHNICKE, M.; KAWOHL, T.; KILIAN, M.; NENDEL, C. Future yields of double-cropping systems in the Southern Amazon, Brazil, under climate change and technological development. **Agricultural Systems**, [s. l.], v. 177, p. 102707, 2020.

HASAN, S. S.; ZHEN, L.; MIAH, M. G.; AHAMED, T.; SAMIE, A. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, [s. l.], v. 34, p. 100527, 2020.

HOCHARD, J. P.; HAMILTON, S.; BARBIER, E. B. Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 116, n. 25, p. 12232–12237, 2019. Disponível em: <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1820067116>. Acesso em: 4 maio. 2022.

IBGE, I. B. de G. e E. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil**. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomass.html?=&t=acesso-ao-produto>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

IBGE, I. B. de G. e E. **Retrata cobertura natural dos biomas do país de 2000 a 2018**. 2020. Disponível em: <<https://censos.ibge.gov.br/2013-agencia-de-noticias/releases/28943-ibge-retrata-cobertura-natural-dos-biomass-do-pais-de-2000-a-2018.html>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

IBGE, I. B. de G. e estatística. **Arranjos Populacionais e Concentrações Urbanas do Brasil**. [s.l.] : IBGE, 2016.

IHU, I. H. U. **Ecocídio no Antropoceno: 60% dos animais silvestres foram extintos em 44 anos**. 2018. Disponível em: <<https://www.ihu.unisinos.br/188-noticias/noticias-2018/584390-ecocidio-no-antropoceno-60-dos-animais-silvestres-foram-extintos-em-44-anos>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; PEÑA-CLAROS, M.; MESQUITA, R. C. G.; BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. **Biological Reviews**, [s. l.], v. 96, n. 4, p. 1114–1134, 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/brv.12694>>. Acesso em: 26 maio.

2022.

JALIL, A.; LI, Y.; ZHANG, K.; GAO, X.; WANG, W.; KHAN, H. O. S.; PAN, B.; ALI, S.; ACHARYA, K. Wind-induced hydrodynamic changes impact on sediment resuspension for large, shallow Lake Taihu, China. **International Journal of Sediment Research**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 205–215, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001627917303797?casa_token=_JqrhRCa1S4AAAAA:jqBJOP3zeUkw4jl4732VQOucJuckSZqim_d_iPJ431kDwhEh dn7DOZZHAWKQM2Eqmq23kKswo_g>. Acesso em: 13 abr. 2022.

JARADAT, A. A.; BOODY, G. Modeling Agroecosystem Services under Simulated Climate and Land-Use Changes. **ISRN Ecology**, [s. l.], v. 2011, p. 1–17, 2011. Disponível em: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-84873835625&origin=inward&featureToggles=FEATURE_NEW_DOC_DETAILS_EXPORT:1>. Acesso em: 26 maio. 2022.

JENSEN, J. R.; LULLA, K. Introductory digital image processing: A remote sensing perspective. **Geocarto International**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 65, 1987. Disponível em: <<https://www.osti.gov/biblio/5166368>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

KADEBA, A.; NACOULMA, B. M. I.; OUEDRAOGO, A.; BACHMANN, Y.; THIOMBIANO, A.; SCHMIDT, M.; BOUSSIM, J. I. Land cover change and plants diversity in the Sahel: A case study from northern Burkina Faso. **Annals of Forest Research**, [s. l.], v. 58, n. 1, p. 109–123, 2015. Disponível em: <<https://www.afjournal.org/index.php/af/article/view/350/397>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

KASMAEYAZDI, S.; ABDOLMALEKI, M.; IBRAHIM, E.; JIANG, J.; MARZAN, I.; RODRÍGUEZ, I. B. Copernicus data to boost raw material source management: Illustrations from the RawMatCop programme. **Resources Policy**, [s. l.], v. 74, n. October, p. 102384, 2021.

KITAN, Y. A.; NANG, S. C. S. Influence of seasonal rainfall to the water quality of slim river lake in Perak, Malaysia. **Plant Archives**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 2191–2198, 2020. Disponível em: <[http://www.plantarchives.org/20-1/2191-2198\(5977\).pdf](http://www.plantarchives.org/20-1/2191-2198(5977).pdf)>. Acesso em: 13 abr. 2022.

KOCH, E. W.; BARBIER, E. B.; SILLIMAN, B. R.; REED, D. J.; PERILLO, G. M. E.; HACKER, S. D.; GRANER, E. F.; PRIMAVERA, J. H.; MUTHIGA, N.; POLASKY, S.; HALPERN, B. S.; KENNEDY, C. J.; KAPPEL, C. V.; WOLANSKI, E. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 29–37, 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/080126>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

LAHSEN, M.; C BUSTAMANTE, M. M.; DALLA-NORA, E. L.; MYANNA LAHSEN, C. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. **Taylor & Francis**, [s. l.], v. 58, n. 6, p. 4–15, 2016. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00139157.2016.1229537>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPERS, E. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions.

<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>, [s. l.], v. 28, p. 205–241, 2003. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>>. Acesso em: 5 abr. 2022.

LANDAU, ELENA CHARLOTTE MOURA, L. Configuração Territorial do Brasil : Divisão Política , Biomassas , Características Demográficas e Socioeconômicas. In: **Dinâmica da Produção Agropecuária e da Paisagem Natural no Brasil nas Últimas Décadas**. Embrapa Mi ed. [s.l: s.n.]. v. 000p. 32.

LEE, M.; DIOP, S. Millennium ecosystem assessment. In: **An Assessment of Assessments: Findings of the Group of Experts Pursuant to UNGA Resolution 60/30**. [s.l: s.n.]. p. 361.

LI, P.; ZHANG, R.; WEI, H.; XU, L. Assessment of physical quantity and value of natural capital in China since the 21st century based on a modified ecological footprint model. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 806, p. 150676, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150676>>

LI, P.; ZHANG, R.; XU, L. Three-dimensional ecological footprint based on ecosystem service value and their Drivers: A case study of Urumqi. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 131, p. 108117, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108117>>

LI, Y.; XIAO, X.; LI, X.; MA, J.; CHEN, B.; QIN, Y.; DONG, J.; ZHAO, B. Multi-scale assessments of forest fragmentation in China. **Biodiversity Science**, [s. l.], v. 25, n. 4, p. 372–381, 2017. Disponível em: <<https://www.biodiversity-science.net/EN/Y2017/V25/I4/372>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

LIMA, M. S. De; SILVA, D. R. Da; SILVA, M. A. M. O conceito “bioma” nos livros didáticos de Geografia no ensino médio. **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 249–262, 2021. Disponível em: <<https://www.periodicos.unifesp.br/index.php/revbea/article/view/12437>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

LIN, D.; HANSCOM, L.; MURTHY, A.; GALLI, A.; EVANS, M.; NEILL, E.; MANCINI, M. S.; MARTINDILL, J.; MEDOUAR, F. Z.; HUANG, S.; WACKERNAGEL, M. Ecological footprint accounting for countries: Updates and results of the national footprint accounts, 2012-2018. **Resources**, [s. l.], v. 7, n. 3, 2018.

MAN, J.; TANG, B.; XING, W.; WANG, Y.; ZHAO, X.; BAI, Y. Root litter diversity and functional identity regulate soil carbon and nitrogen cycling in a typical steppe. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 141, p. 107688, 2020.

MANANDHAR, R.; ODEHI, I. O. A.; ANCEVT, T. Improving the Accuracy of Land Use and Land Cover Classification of Landsat Data Using Post-Classification Enhancement. **Remote Sensing 2009, Vol. 1, Pages 330-344**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 330–344, 2009. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/1/3/330/htm>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

MANCINI, M. S.; GALLI, A.; COSCIEME, L.; NICCOLUCCI, V.; LIN, D.; PULSELLI, F. M.; BASTIANONI, S.; MARCHETTINI, N. Exploring ecosystem services

assessment through Ecological Footprint accounting. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 30, p. 228–235, 2018.

MANN, M. L.; KAUFMANN, R. K.; BAUER, D. M.; GOPAL, S.; NOMACK, M.; WOMACK, J. Y.; SULLIVAN, K.; SOARES-FILHO, B. S. Pasture conversion and competitive cattle rents in the Amazon. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 97, p. 182–190, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800913003558?casa_token=LZCxtwfPaJIAAAAAA:mIZnvYYzUPHd-ORTU04SFij4wRWCNL7OcWwuiovNtfWwchPXdn6MSqTW7UIxMIPxK3lzkMZI-QQ>. Acesso em: 22 abr. 2022.

MANZONI, M.; MONTI-GUARNIERI, A.; MOLINARI, M. E. Joint exploitation of spaceborne SAR images and GIS techniques for urban coherent change detection. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 253, p. 112152, 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425720305253>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

MARQUARDT, S. G.; DOELMAN, J. C.; DAI OGLOU, V.; TABEAU, A.; SCHIPPER, A. M.; SIM, S.; KULAK, M.; STEINMANN, Z. J. N.; STEHFEST, E.; WILTING, H. C.; HUIJBREGTS, M. A. J. Identifying regional drivers of future land-based biodiversity footprints. **Global Environmental Change**, [s. l.], v. 69, n. March 2020, p. 102304, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102304>>

MARTINS, J. P.; TRIGO, I.; FREITAS, S. C. e. Copernicus Global Land Operations "Vegetation and Energy" "CGLOPS-1". **Copernicus Global Land Operations**, [s. l.], p. 1–93, 2020.

MASILIÚNAS, D.; TSENDBAZAR, N. E.; HEROLD, M.; LESIV, M.; BUCHHORN, M.; VERBESSELT, J. Global land characterisation using land cover fractions at 100 m resolution. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 259, n. March, 2021.

MATOS, R. Migração e urbanização no Brasil. **Revista Geografias**, [s. l.], p. 7–23, 2012. Disponível em: <<https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13326>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

MEA, M. E. A. Ecosystems and Human Wellbeing. In: **Millennium Ecosystem Assessment**. [s.l: s.n.]. p. 1–155.

MEKONNEN, M. M.; GERBENS-LEENES, W. The Water Footprint of Global Food Production. **Water 2020, Vol. 12, Page 2696**, [s. l.], v. 12, n. 10, p. 2696, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/12/10/2696/htm>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature 2018 559:7715**, [s. l.], v. 559, n. 7715, p. 527–534, 2018. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41586-018-0300-2>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

MOREIRA, R. **A FORMAÇÃO ESPACIAL BRASILEIRA Contribuição crítica aos fundamentos espaciais da geografia do Brasil**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://scholar.google.com/scholar?hl=pt->

BR&as_sdt=0%2C5&q=MOREIRA%2C+Ruy.+A+formação+espacial+brasileira%3A+contribuição+crítica+aos+fundamentos+espaciais+da+geografia+do+Brasil.+Rio+de+Janeiro%3A+Consequência%2C+2014.+&btnG=#d=gs_cit&t=1650661976651&u=%25>. Acesso em: 22 abr. 2022.

MURPHY, K.; EFREMOV, A.; DAVIDSON, T. A.; MOLINA-NAVARRO, E.; FIDANZA, K.; CRIVELARI BETIOL, T. C.; CHAMBERS, P.; TAPIA GRIMALDO, J.; VARANDAS MARTINS, S.; SPRINGUEL, I.; KENNEDY, M.; MORMUL, R. P.; DIBBLE, E.; HOFSTRA, D.; LUKÁCS, B. A.; GEBLER, D.; BAASTRUP-SPOHR, L.; URRUTIA-ESTRADA, J. World distribution, diversity and endemism of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 158, p. 103127, 2019.

MYERS, N.; MITTERMEIER², R. A.; MITTERMEIER², C. G.; DA FONSECA³, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **nature.com**, [s. l.], v. 403, 2000. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/35002501?foxtrotcallbac>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MEYNECKE, J. O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H. M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 89, n. 2, p. 155–185, 2008.

NETO, J. F. da C.; JARDIM, A. M. da R. F.; SOUZA, L. S. B. De; SILVA, T. G. F. Da. Desertification: an overview of processes and concepts, based on the application of orbital indices through remote sensing. **Research, Society and Development**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. e585101119950–e585101119950, 2021. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/19950>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

NIEMEYER, J.; BARROS, F. S. M.; SILVA, D. S.; CROUZEILLES, R.; VALE, M. M. Planning forest restoration within private land holdings with conservation co-benefits at the landscape scale. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 717, 2020.

NORGAARD, R. B. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1219–1227, 2010.

ONU. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável | As Nações Unidas no Brasil**. 2015. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 3 maio. 2022.

PARRAS, R.; DE MENDONÇA, G. C.; COSTA, R. C. A.; PISSARRA, T. C. T.; VALERA, C. A.; FERNANDES, L. F. S.; PACHECO, F. A. L. The Configuration of Forest Cover in Ribeirão Preto: A Diagnosis of Brazil's Forest Code Implementation. **Sustainability 2020, Vol. 12, Page 5686**, [s. l.], v. 12, n. 14, p. 5686, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/12/14/5686/htm>>. Acesso em: 28 mar. 2022.

PHINZI, K.; HOLB, I.; SZABÓ, S. Mapping Permanent Gullies in an Agricultural Area Using Satellite Images: Efficacy of Machine Learning Algorithms. **Agronomy 2021, Vol. 11, Page 333**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 333, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4395/11/2/333/htm>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

PIGATTO, A.; LOPES, M. A classificação dos biomas brasileiros em livros didáticos

de biologia. **Cuadernos de Educación y Desarrollo**, [s. l.], n. 109, p. 1–14, 2019. Disponível em: <<https://www.eumed.net/rev/atlante/2019/07/livros-didaticos-biologia.zip>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

PISSARRA, T. C. T.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. Production of clean water in agriculture headwater catchments: A model based on the payment for environmental services. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 785, 2021.

PORPORATO, A.; D'ODORICO, P.; LAIO, F.; RIDOLFI, L.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Ecohydrology of water-controlled ecosystems. **Advances in Water Resources**, [s. l.], v. 25, n. 8–12, p. 1335–1348, 2002.

PRIMAVESI, A. M. **Manejo ecológico do solo : a agricultura em regiões tropicais - A. Primavesi - Google Livros**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=DHo2zLdESkEC&oi=fnd&pg=PA186&dq=ana+primavesi&ots=-Ofux_kXne&sig=ihH2aaFuawJm6W58MxtVScmhaOw#v=onepage&q=ana+primavesi&f=false>. Acesso em: 2 set. 2022.

PRIMAVESI, A. M. Agroecologia e manejo do solo. **Agriculturas**, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 7–10, 2008. Disponível em: <<http://aspta.org.br/wp-content/uploads/2014/10/Artigo-1-Agroecologia-e-manejo-do-solo.pdf>>

QUEZADA, J. C.; GUILLAUME, T.; POEPLAU, C.; GHAZOUL, J.; BUTTLER, A. Deforestation-free land-use change and organic matter-centered management improve the C footprint of oil palm expansion. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 28, n. 7, p. 2476–2490, 2022. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.16069>>. Acesso em: 5 abr. 2022.

REVERTE, F. C.; GARCIA, M. da G. M.; BRILHA, J.; PELLEJERO, A. U. Assessment of impacts on ecosystem services provided by geodiversity in highly urbanised areas: A case study of the Taubaté Basin, Brazil. **Environmental Science and Policy**, [s. l.], v. 112, p. 91–106, 2020.

RHEBERGEN, T.; ZINGORE, S.; GILLER, K. E.; FRIMPONG, C. A.; ACHEAMPONG, K.; OHIPENI, F. T.; PANYIN, E. K.; ZUTAH, V.; FAIRHURST, T. Closing yield gaps in oil palm production systems in Ghana through Best Management Practices. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 115, p. 126011, 2020.

RICHEY, A. S.; THOMAS, B. F.; LO, M. H.; REAGER, J. T.; FAMIGLIETTI, J. S.; VOSS, K.; SWENSON, S.; RODELL, M. Quantifying renewable groundwater stress with GRACE. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 51, n. 7, p. 5217–5237, 2015.

ROCHA, J. R.; MELLO PRADO, R.; TEIXEIRA, G. C. M.; OLIVEIRA FILHO, A. S. B. Si fertigation attenuates water stress in forages by modifying carbon stoichiometry, favouring physiological aspects. **Journal of Agronomy and Crop Science**, [s. l.], p. jac.12479, 2021. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jac.12479>>. Acesso em: 1 mar. 2021.

RODRÍGUEZ-BENITO, C. V.; NAVARRO, G.; CABALLERO, I. Using Copernicus Sentinel-2 and Sentinel-3 data to monitor harmful algal blooms in Southern Chile

during the COVID-19 lockdown. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 161, n. September, p. 111722, 2020.

RODRIGUEZ-ITURBE, I.; D'ODORICO, P.; PORPORATO, A.; RIDOLFI, L. On the spatial and temporal links between vegetation, climate, and soil moisture. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 35, n. 12, p. 3709–3722, 1999.

RODRIGUEZ-ITURBE, I.; PORPORATO, A.; LAIO, F.; RIDOLFI, L. Plants in water-controlled ecosystems: Active role in hydrologic processes and response to water stress I. Scope and general outline. **Advances in Water Resources**, [s. l.], v. 24, n. 7, p. 695–705, 2001.

RODRÍGUEZ-ROMERO, A. J.; RICO-SÁNCHEZ, A. E.; MENDOZA-MARTÍNEZ, E.; GÓMEZ-RUIZ, A.; SEDEÑO-DÍAZ, J. E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. Impact of Changes of Land Use on Water Quality, from Tropical Forest to Anthropogenic Occupation: A Multivariate Approach. **Water** 2018, Vol. 10, Page 1518, [s. l.], v. 10, n. 11, p. 1518, 2018. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/10/11/1518/htm>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

ROITMAN, I.; CARDOSO GALLI VIEIRA, L.; BAIOCCHI JACOBSON, T. K.; DA CUNHA BUSTAMANTE, M. M.; SILVA MARCONDES, N. J.; CURY, K.; SILVA ESTEVAM, L.; DA COSTA RIBEIRO, R. J.; RIBEIRO, V.; STABILE, M. C. C.; DE MIRANDA FILHO, R. J.; AVILA, M. L. Rural Environmental Registry: An innovative model for land-use and environmental policies. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 76, p. 95–102, 2018.

SAMUELE, D. P.; FEDERICA, G.; FILIPPO, S.; ENRICO, B. M. A simplified method for water depth mapping over crops during flood based on Copernicus and DTM open data. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 269, n. September 2021, p. 107642, 2022.

SANTOS, A. R. Dos; ANTONIO ALVARES SOARES RIBEIRO, C.; DE OLIVEIRA PELUZIO, T. M.; ESTEVES PELUZIO, J. B.; DE QUEIROZ, V. T.; FIGUEIRA BRANCO, E. R.; LORENZON, A. S.; DOMINGUES, G. F.; MARCATTI, G. E.; DE CASTRO, N. L. M.; TEIXEIRA, T. R.; DOS SANTOS, G. M. A. D. A.; SANTOS MOTA, P. H.; FERREIRA DA SILVA, S.; VARGAS, R.; DE CARVALHO, J. R.; MACEDO, L. L.; DA SILVA ARAÚJO, C.; DE ALMEIDA, S. L. H. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 183, p. 1050–1063, 2016. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716307447?casa_token=ZrXWap8u7jIAAAAA:a7-ikY3vXwtJcXgmgreCx-9Wa52vVgEUF0ezHytbwaKI0nQSEaVku5baM2rWAetCIJwkcelH6cQ>. Acesso em: 22 abr. 2022.

SANTOS, J. P. B.; OLIVEIRA, J. C. de S.; FABRICANTE, J. R. Estrutura populacional e impactos da exótica invasora *Thespesia populnea* (L.) Sol. ex Corrêa sobre a vegetação nativa de mangue. **Hoehnea**, [s. l.], v. 48, p. 2021, 2021. Disponível em: <<http://www.scielo.br/j/hoehnea/a/5HBsybnJ6SVQhxRw93cL9LK/>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

SASMITO, S. D.; SILLANPÄÄ, M.; HAYES, M. A.; BACHRI, S.; SARAGI-SASMITO, M. F.; SIDIK, F.; HANGGARA, B. B.; MOFU, W. Y.; RUMBIK, V. I.; HENDRI; TABERIMA, S.; SUHAEMI; NUGROHO, J. D.; PATTIASINA, T. F.; WIDAGTI, N.; BARAKALLA; RAHAJOE, J. S.; HARTANTRI, H.; NIKIJULUW, V.; JOWEY, R. N.; HEATUBUN, C. D.; ZU ERMGASSEN, P.; WORTHINGTON, T. A.; HOWARD, J.; LOVELOCK, C. E.; FRIESS, D. A.; HUTLEY, L. B.; MURDIYARSO, D. Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 3028–3039, 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.15056>>. Acesso em: 26 maio. 2022.

SCARLETT, L.; BOYD, J. Ecosystem services and resource management: Institutional issues, challenges, and opportunities in the public sector. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 115, p. 3–10, 2015.

SCHEINER, S. M.; REY-BENAYAS, J. M. Global patterns of plant diversity. **Evolutionary Ecology**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 331–347, 1994.

SCHULZ, J. J.; CAYUELA, L.; REY-BENAYAS, J. M.; SCHRÖDER, B. Factors influencing vegetation cover change in Mediterranean Central Chile (1975–2008). **Applied Vegetation Science**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 571–582, 2011. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1654-109X.2011.01135.x>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

SEEVARETHNAM, M.; RUSLI, N.; LING, G. H. T.; SAID, I. A Geo-Spatial Analysis for Characterising Urban Sprawl Patterns in the Batticaloa Municipal Council, Sri Lanka. **Land** 2021, Vol. 10, Page 636, [s. l.], v. 10, n. 6, p. 636, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-445X/10/6/636/htm>>. Acesso em: 5 abr. 2022.

SILVA, L. F. Da; BATAZZA, A.; SOUZA, N. F. De; SOUZA, N. F. D.; ROCHA, N. S. Impactos das ações antrópicas aos Biomas do Brasil : artigo de revisão. **Meio Ambiente (Brasil)**, [s. l.], v. 044, p. 21–44, 2022.

SILVA, M. C. C. DA; ANDREOTTI, M.; COSTA, N. R.; LIMA, C. G. D. R.; PARIZ, C. M. Soil Physical Attributes and Yield of Winter Common Bean Crop Under a No-Till System in the Brazilian Cerrado. **Revista Caatinga**, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 155–163, 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-21252017000100155&lng=en&tlng=en>

SILVÉRIO, D.; BRANDO, P.; ... M. M.-E.; 2015, Undefined. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. **iopscience.iop.org**, [s. l.], v. 10, p. 104015, 2015. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/10/104015/meta>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

SINGH, S.; BHARDWAJ, A.; VERMA, V. K. Remote sensing and GIS based analysis of temporal land use/land cover and water quality changes in Harike wetland ecosystem, Punjab, India. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 262, p. 110355, 2020.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, [s. l.],

v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014. Disponível em:

<<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1246663>>. Acesso em: 13 abr. 2022.

SRIVASTAVA, S.; VARGAS-MUÑOZ, J. E.; TUIA, D. Understanding urban landuse from the above and ground perspectives: A deep learning, multimodal solution.

Remote Sensing of Environment, [s. l.], v. 228, p. 129–143, 2019.

STOKES, E. C.; SETO, K. C. Characterizing and measuring urban landscapes for sustainability. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 045002, 2019.

Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aafab8>>.

Acesso em: 4 maio. 2022.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; DE SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A.

Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution** 2017 1:4, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41559-017-0099>>.

Acesso em: 13 abr. 2022.

TARAMELLI, A.; LISSONI, M.; PIEDELOBO, L.; SCHIAVON, E.; VALENTINI, E.;

XUAN, A. N.; GONZÁLEZ-AGUILERA, D. Monitoring green infrastructure for naturalwater retention using copernicus global land products. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 11, n. 13, p. 1–27, 2019.

TAUBERT, F.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; MÜLLER, M. S.; RÖDIG, E.; WIEGAND, T.; HUTH, A. Global patterns of tropical forest fragmentation.

Nature 2018 554:7693, [s. l.], v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018. Disponível em:

<<https://www.nature.com/articles/nature25508>>. Acesso em: 4 maio. 2022.

TAVARES, A. O.; PATO, R. L.; MAGALHÃES, M. C. Spatial and temporal land use change and occupation over the last half century in a peri-urban area. **Applied**

Geography, [s. l.], v. 34, p. 432–444, 2012.

TAVARES, H. M. Políticas de Desenvolvimento Regional nos Países do “Centro” e no Brasil. **Cadernos IPPUR/UFRJ**, [s. l.], p. 229–248, 2001. Disponível em:

<[https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-](https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%252C5&as_ylo=2018&q=TAVARES%252C+Hermes+Magalhães.+Po)

[BR&as_sdt=0%252C5&as_ylo=2018&q=TAVARES%252C+Hermes+Magalhães.+Po](https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%252C5&as_ylo=2018&q=TAVARES%252C+Hermes+Magalhães.+Po) líticas+de+desenvolvimento+regional+nos+países+do+“centro”+e+no+Brasil.+In%25

[3A+Cadernos+IPPUR%252C+ano+XV%252C+n.+2%252C+ago.-](https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%252C5&as_ylo=2018&q=TAVARES%252C+Hermes+Magalhães.+Po)

[dez.+2001+%252F+Ano+XVI%252C+n.+1%252](https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%252C5&as_ylo=2018&q=TAVARES%252C+Hermes+Magalhães.+Po)>. Acesso em: 22 abr. 2022.

TURNER, R.; BAĐURA, T.; FERRINI, S. Valuation, Natural Capital Accounting and Decision-Support Systems: Process, Tools and Methods: Synthesis report to the European Commission. [s. l.], 2019. Disponível em:

<<https://research.vu.nl/en/publications/valuation-natural-capital-accounting-and-decision-support-systems>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

UN, U. N. **Population Division World Population Prospects 2015**. 2019.

Disponível em: <<https://population.un.org/wpp/>>. Acesso em: 22 abr. 2022.

VALERA, C. A.; CRISTINA, T.; PISSARRA, T.; VIEIRA, M.; FILHO, M.; FARIAS, R.;

- JÚNIOR, V.; OLIVEIRA, C. F.; MOURA, J. P.; FILIPE, L.; FERNANDES, S.; ANTÓNIO, F.; PACHECO, L.; CASTELLANE, D.; DONATO CASTELLANE, P. 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. **mdpi.com**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 549, 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/429172>>. Acesso em: 13 abr. 2022.
- VALERA, C. A.; PISSARRA, T. C. T.; MARTINS FILHO, M. V.; VALLE JUNIOR, R. F.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. A legal framework with scientific basis for applying the 'polluter pays principle' to soil conservation in rural watersheds in Brazil. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 66, p. 61–71, 2017.
- VERBURG, P. H.; ALEXANDER, P.; EVANS, T.; MAGLIOCCA, N. R.; MALEK, Z.; ROUNSEVELL, M. DA; VAN VLIET, J. Beyond land cover change: towards a new generation of land use models. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, [s. l.], v. 38, p. 77–85, 2019.
- VIANA, C. M.; FREIRE, D.; ABRANTES, P.; ROCHA, J.; PEREIRA, P. Agricultural land systems importance for supporting food security and sustainable development goals: A systematic review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 806, 2022.
- VIANA, C. M.; OLIVEIRA, S.; OLIVEIRA, S. C.; ROCHA, J. Land Use/Land Cover Change Detection and Urban Sprawl Analysis. **Spatial Modeling in GIS and R for Earth and Environmental Sciences**, [s. l.], p. 621–651, 2019.
- WACKERNAGEL, M. The ecological footprint of Santiago de Chile. **Local Environment**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 7–25, 1998. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13549839808725541>>. Acesso em: 28 mar. 2022.
- WACKERNAGEL, M.; REES, W. E. **Our ecological footprint : reducing human impact on the earth**. Gabriola Island BC ;;Philadelphia PA: New Society Publishers, 1996.
- WANG, H.; HAN, D.; MU, Y.; JIANG, L.; YAO, X.; BAI, Y.; LU, Q.; WANG, F. Landscape-level vegetation classification and fractional woody and herbaceous vegetation cover estimation over the dryland ecosystems by unmanned aerial vehicle platform. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 278, p. 107665, 2019.
- WISCHMEIER, W.; SMITH, D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning with Universal Soil Loss Equation (USLE)**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://books.google.com/books?hl=pt-BR&lr=&id=rRAUAAAAYAAJ&oi=fnd&pg=PA5&ots=cvpnmRtoWY&sig=jivAmUXJVhpDfwSUmZReL6XqiLU>>. Acesso em: 14 abr. 2022.
- WOODWARD, F. I.; WILLIAMS, B. G. Climate and plant distribution at global and local scales. **Vegetatio** **1987** **69:1**, [s. l.], v. 69, n. 1, p. 189–197, 1987. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00038700>>. Acesso em: 13 abr. 2022.
- XIAO, S.; FÜGENER, T.; WENDE, W.; YAN, W.; CHEN, H.; SYRBE, R.; XUE, B. The dynamics of vegetation and implications for ecosystem services in the context of

urbanisation: An example from Huangyan-Taizhou, China. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 179, n. December 2021, p. 106614, 2022.

XU, L.; HEROLD, M.; TSENDBAZAR, N. E.; MASILIŪNAS, D.; LI, L.; LESIV, M.; FRITZ, S.; VERBESSELT, J. Time series analysis for global land cover change monitoring: A comparison across sensors. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 271, n. July 2021, 2022.

XU, Y.; YU, L.; FENG, D.; PENG, D.; LI, C.; HUANG, X.; LU, H.; GONG, P. Comparisons of three recent moderate resolution African land cover datasets: CGLS-LC100, ESA-S2-LC20, and FROM-GLC-Africa30. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 40, n. 16, p. 6185–6202, 2019.

YAN, H.; LIU, J.; HUANG, H. Q.; TAO, B.; CAO, M. Assessing the consequence of land use change on agricultural productivity in China. **Global and Planetary Change**, [s. l.], v. 67, n. 1–2, p. 13–19, 2009.

YU, R.; DENG, X.; YAN, Z.; SHI, C. Dynamic evaluation of land productivity in China. **Chinese Journal of Population Resources and Environment**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 253–260, 2013.

ZHANG, D.; WU, L.; HUANG, S.; ZHANG, Z.; AHMAD, F.; ZHANG, G.; SHI, N.; XU, H. Ecology and environment of the Belt and Road under global climate change: A systematic review of spatial patterns, cost efficiency, and ecological footprints. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 131, p. 108237, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108237>>

ZOUNGRANA, B. J. B.; CONRAD, C.; AMEKUDZI, L. K.; THIEL, M.; DA, E. D.; FORKUOR, G.; LÖW, F. Multi-Temporal Landsat Images and Ancillary Data for Land Use/Cover Change (LULCC) Detection in the Southwest of Burkina Faso, West Africa. **Remote Sensing 2015, Vol. 7, Pages 12076-12102**, [s. l.], v. 7, n. 9, p. 12076–12102, 2015. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/7/9/12076/htm>>. Acesso em: 6 abr. 2022.