



**DIMAS VITAL SABIONI RESCK**

***ECO-CARBON CORRIDOR OPTIMIZATION MODELING –  
ECCOM:  
UM MODELO DESTINADO AO PLANEJAMENTO  
ESTRATÉGICO DA PAISAGEM E ESTOQUES DE CARBONO***

**LAVRAS – MG**

**2025**

**DIMAS VITAL SABIONI RESCK**

***ECO-CARBON CORRIDOR OPTIMIZATION MODELING – ECCOM:***  
UM MODELO DESTINADO AO PLANEJAMENTO ESTRATÉGICO DA PAISAGEM E  
ESTOQUES DE CARBONO

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

**Prof. Dr. Lucas Rezende Gomide**  
**Orientador**

**LAVRAS – MG**

**2025**

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração  
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com  
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Resck, Dimas Vital Sabioni.

Eco-carbon corridor optimization modeling : Um modelo destinado ao planejamento estratégico da paisagem e estoques de carbono / Dimas Vital Sabioni Resck. - 2025.

87 p. : il.

Orientador: Lucas Rezende Gomide

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2025.  
Bibliografia.

1. Manejo da paisagem. 2. Modelagem do estoque de carbono futuro. 3. Problema da árvore de Steiner com coleta de prêmios. 4. Aprimoramento de serviços ecossistêmicos. I. Gomide, Lucas Rezende. II. Universidade Federal de Lavras. III. Título.

**DIMAS VITAL SABIONI RESCK**

***ECO-CARBON CORRIDOR OPTIMIZATION MODELING – ECCOM:***  
UM MODELO DESTINADO AO PLANEJAMENTO ESTRATÉGICO DA PAISAGEM E  
ESTOQUES DE CARBONO

***ECO-CARBON CORRIDOR OPTIMIZATION MODELING – ECCOM:***  
A MODEL FOR STRATEGIC LANDSCAPE PLANNING AND CARBON STOCKS

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 10 de dezembro de 2025.

Dr. Lucas Rezende Gomide	UFLA
Dra. Thiza Falqueto Altoé	UFLA
Dr. Cássio Augusto Ussi Monti	SUZANO SA

**Prof. Dr. Lucas Rezende Gomide**  
**Orientador**

**LAVRAS – MG**

**2025**

À minha esposa, minha parceira, grande  
incentivadora deste estudo.  
Às minhas filhas, que são as engrenagens  
da minha superação.  
À minha mãe, minha patrocinadora,  
acredita em mim, desde sempre.  
Ao meu pai, por ser um grande entusiasta  
deste episódio vivido.  
Ao Lucas, que confiou em mim,  
e me mostrou o caminho grandioso da ciência  
aplicada, me direcionando a um propósito  
genuinamente brasileiro.  
A todos os familiares e amigos que vibraram  
comigo para chegar, percorrer e finalizar  
essa trajetória.  
A Deus.  
DEDICO.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha *Alma mater*, Universidade Federal de Lavras, por me dar essa oportunidade magnífica de poder usufruir da sua grandeza. Extendo meus agradecimentos ao corpo docente da minha pós-graduação *Stricto Sensu* que justifica a irrefutável fama de Centro de Excelência da UFLA. Agradeço enormemente aos doutores e às doutoras presentes na minha qualificação e na minha defesa por terem proposto um legítimo aprimoramento nesta dissertação. Agradeço, principalmente, ao meu orientador sagaz, que me orgulho imensamente de fazer parte de seu time, também ao reitor, que é uma grande fonte de inspiração como pessoa e engenheiro florestal.

Igualmente, agradeço à FAPEMIG, pela concessão da bolsa de estudos. Também agradeço a toda equipe do Lemaf que sempre me deu apoio e condição plena de trabalho. Por último, agradeço fortemente a Suzano, a Embrapii, a Zetta, a Fundecc e ao Lemaf, que, em parceria, realizaram um projeto sem precedentes no Cerrado sul-mato-grossense, o qual serviu de base para este estudo.

*“A melhor maneira de prever o futuro é inventá-lo.”*

(Kay, 1972)

## RESUMO

As florestas tropicais brasileiras, em especial o Cerrado, vêm sendo gradativamente substituídas por propósitos agrícolas e industriais. Devido à natureza socioeconômica dessas ações, estabelece-se um bloqueio na capacidade de grande parte da sociedade em perceber a resiliência desse importante habitat no futuro. Por outro lado, o prolongamento dos processos de degradação e substituição do Cerrado por outros usos da terra tem despertado crescente preocupação, sobretudo entre populações que vivem em áreas rurais em contato direto com essa vegetação. Diante desse contexto, o objetivo deste trabalho foi desenvolver e testar um modelo de planejamento territorial capaz de maximizar o estoque futuro de carbono e a conectividade ecológica da paisagem em cenários de médio e longo prazo sob restrições ecológicas e orçamentárias. Para tanto, foi desenvolvido, com o uso de inteligência artificial, o *Eco-Carbon Corridor Optimization Modeling* (ECCOM). O modelo, baseado no Problema da Árvore de Steiner com Coleta de Prêmios (PCSTP), possui a capacidade de integrar fragmentos prioritários de vegetação nativa em uma rede ecologicamente conectada, visando à conservação e à ampliação do estoque de carbono, assim como o fortalecimento do fluxo gênico de populações silvestres, quando factível. Complementarmente, o ECCOM associa-se a informações provenientes de modelagem por *Cellular Automata*, demonstrando versatilidade na geração de cenários futuros *ad hoc*, subsidiando o planejamento territorial voltado à mitigação da mudança climática e à conservação de habitats nativos de forma otimizada. Para testar o protótipo, foi modelada uma rede ecológica otimizada direcionada a uma espécie da fauna guarda-chuva, *Tapirus terrestris*. A base para a construção dessa rede partiu de índices de conectividade ecológica estrutural e funcional para a espécie, produzidos no *Software Graphab* e incorporados a uma Análise Multicritério de Decisão. Em seguida, a qualidade das conexões foi avaliada por meio de uma rede elétrica omnidirecional simulada no *Software Circuitscape*, na qual áreas com maior corrente elétrica indicaram rotas preferenciais de deslocamento da *Tapirus terrestris*. A função objetivo do ECCOM consiste em maximizar o estoque de carbono em uma rede única e funcional de fragmentos, incorporando na formulação matemática os *outputs* do *Circuitscape*, os custos de condução da regeneração natural para a implantação de corredores ecológicos e restrições orçamentárias variáveis de US\$ 400 mil, US\$ 1 milhão e US\$ 3 milhões, ao longo de um horizonte de planejamento de seis anos (2025–2030). A combinação desses três orçamentos com cenários com e sem penalização para corredores de corrente elétrica excessivamente baixa, de menor qualidade, resultou em seis cenários prospectivos para o ano de 2040. Na etapa de análise, o modelo apresentou desempenho promissor, evidenciando maior eficiência nos cenários de menor custo, especialmente naquele em que o PCSTP foi aplicado com penalização. Em síntese, o ECCOM demonstrou redução significativa de emissões em relação à *baseline* e remoção adicional de CO<sub>2</sub> quando comparado ao ano inicial de 2024, destacando-se como uma ferramenta robusta e de alto potencial para o planejamento da restauração ecológica, a conservação da biodiversidade e a mitigação climática no Cerrado brasileiro.

Palavras-chave: manejo da paisagem; modelagem do estoque de carbono futuro; problema da árvore de Steiner com coleta de prêmios; aprimoramento de serviços ecossistêmicos.

## ABSTRACT

Brazilian tropical forests, particularly the Cerrado biome, have been gradually replaced by agricultural and industrial purposes. Due to the socioeconomic nature of these actions, a limitation has been established in the ability of a large portion of society to perceive the resilience of this important habitat in the future. On the other hand, the persistence of degradation processes and the replacement of the Cerrado by other land uses have raised increasing concern, especially among populations living in rural areas in direct contact with this vegetation. In this context, the objective of this study was to develop and test a territorial planning model capable of maximizing future carbon stock and ecological landscape connectivity in medium and long-term scenarios under ecological and budgetary constraints. To this end, the Eco-Carbon Corridor Optimization Modeling (ECCOM) framework was developed using artificial intelligence. The model, based on the Prize-Collecting Steiner Tree Problem, has the ability to integrate priority native vegetation patches into an ecologically connected network, aiming at the conservation and enhancement of carbon stock, as well as the strengthening of gene flow among wildlife populations, when feasible. In addition, ECCOM is coupled with information derived from Cellular Automata modeling, demonstrating versatility in the generation of *ad hoc* future scenarios and supporting territorial planning oriented toward climate change mitigation, with optimized conservation of native habitats. To test the prototype, an optimized ecological network was designed for an umbrella wildlife species, *Tapirus terrestris*. The basis for the construction of this network relied on structural and functional ecological connectivity indices for the species, generated in the software Graphab and incorporated into a Multi-Criteria Decision Analysis framework. Subsequently, the quality of the connections was assessed through an omnidirectional electrical network simulated in the software Circuitscape, in which areas with higher electrical current indicated preferential movement routes for *Tapirus terrestris*. The objective function of ECCOM consists of maximizing carbon stock within a single, functional network of patches, incorporating into its mathematical formulation the outputs from Circuitscape, the costs associated with assisted regeneration for the establishment of ecological corridors, and variable budget constraints of US\$400 thousand, US\$1 million, and US\$3 million, over a six-year planning horizon (2025–2030). The combination of these three budgets with scenarios with and without penalization for excessively low-quality, low-current corridors resulted in six prospective scenarios for the year 2040. During the analysis stage, the model exhibited promising performance, showing higher efficiency in lower-cost scenarios, particularly in the scenario in which the Price-Collecting Steiner Tree Problem was applied with penalization. In summary, ECCOM demonstrated a significant reduction in emissions relative to the *baseline* and additional CO<sub>2</sub> removal compared to the initial year of 2024, standing out as a robust and high-potential tool for ecological restoration planning, biodiversity conservation, and climate change mitigation in the Brazilian Cerrado.

Keywords: landscape management; future carbon stock modeling; prize-collecting Steiner tree problem; ecosystem services enhancement.

## INDICADORES DE IMPACTOS

O projeto *Eco-Carbon Corridor Optimization Modeling* (ECCOM), cujo protótipo foi concebido e desenvolvido nesta dissertação, apresenta uma proposta metodológica aplicada, com elevado potencial de impacto ambiental, socioeconômico e tecnológico. O modelo atua como um instrumento de apoio ao planejamento territorial, integrando conservação da biodiversidade, mitigação da mudança climática e viabilidade econômica em uma mesma estrutura decisória, atuando diretamente no aprimoramento dos serviços ecossistêmicos existentes na paisagem. Do ponto de vista ambiental, o ECCOM contribui diretamente para a mitigação da mudança climática (ODS 13) ao maximizar o estoque futuro de carbono da paisagem sob restrições ecológicas e orçamentárias. A modelagem permite reduzir emissões associadas à conversão do uso do solo e ampliar a remoção de CO<sub>2</sub> por meio da conservação de remanescentes florestais e da restauração orientada por corredores ecológicos funcionalmente conectados. Ainda no âmbito ambiental, o modelo apresenta forte aderência ao ODS 15, ao promover a ampliação e a integração de habitats naturais, favorecendo a conectividade ecológica, o aumento da área funcional de habitat e o fortalecimento do fluxo gênico de populações silvestres. Essa modelagem contribui, portanto, para a redução do isolamento de fragmentos, o aumento da resiliência ecológica da paisagem e a conservação de espécies da fauna. Sob a perspectiva socioeconômica, o modelo se relaciona ao ODS 8, ao estruturar um planejamento espacial que pode orientar a implementação gradual da regeneração natural assistida e de ações de monitoramento ambiental, demandando mão de obra local qualificada para atividades de restauração, manejo e acompanhamento da dinâmica da paisagem. Esse processo favorece a geração de empregos verdes e o fortalecimento de cadeias produtivas associadas à restauração ecológica. No campo da inovação, se insere no ODS 9 ao constituir uma solução tecnológica ambiental de caráter multidisciplinar, baseada em otimização matemática, modelagem espacial e inteligência artificial. O modelo é escalável, adaptável a diferentes contextos territoriais e replicável em paisagens agrícolas, florestais e minerárias, podendo apoiar processos decisórios em grandes empreendimentos e políticas públicas de uso e cobertura do solo. Dessa forma, o ECCOM transcende o caráter acadêmico-experimental, consolidando-se como uma ferramenta com elevado potencial de aplicação prática para o planejamento territorial sustentável, a conservação da biodiversidade e a mitigação das mudanças climáticas em escala regional e nacional.

## IMPACT INDICATOR

The Eco-Carbon Corridor Optimization Modeling (ECCOM) project, whose prototype was conceived and developed in this dissertation, presents an applied methodological framework with high potential for environmental, socioeconomic, and technological impact. The model operates as a decision-support tool for territorial planning, integrating biodiversity conservation, climate change mitigation, and economic feasibility within a single decision-making structure, working directly to improve existing ecosystem services in the landscape. From an environmental perspective, ECCOM contributes directly to climate change mitigation (SDG 13) by maximizing future landscape carbon stock under explicit ecological and budgetary constraints. The modeling allows the reduction of emissions associated with land use conversion and supports additional CO<sub>2</sub> removal through the conservation of forest remnants and restoration strategies guided by functionally connected ecological corridors. Still within the environmental dimension, the model shows strong alignment with SDG 15, as it promotes the expansion and integration of natural habitats, favoring ecological connectivity, increasing functional habitat area, and strengthening gene flow among wildlife populations. This modeling therefore contributes to reducing habitat isolation, enhancing landscape ecological resilience, and supporting the conservation of wildlife species. From a socioeconomic standpoint, the model relates to SDG 8 by structuring a spatial planning framework capable of guiding the gradual implementation of assisted natural regeneration and environmental monitoring actions. These activities require qualified local labor for restoration, management, and landscape dynamics monitoring, thereby fostering the generation of green jobs and strengthening productive chains associated with ecological restoration. In the field of innovation, is aligned with SDG 9 by constituting a multidisciplinary environmental technological solution based on mathematical optimization, spatial modeling, and artificial intelligence. The model is scalable, adaptable to different territorial contexts, and replicable across agricultural, forestry, and mining landscapes, with potential to support decision-making processes in large enterprises and public land-use and land-cover policies. In this way, ECCOM goes beyond a purely academic or experimental contribution, consolidating itself as a high-potential tool for sustainable territorial planning, biodiversity conservation, and climate change mitigation at regional and national scales.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - A dinâmica dos estoques florestais de carbono.....	18
Figura 2.2 - A dinâmica do CO <sub>2</sub> da revolução industrial à 2019.....	22
Figura 2.3 - As emissões de gases de efeito estufa por macrorregiões.....	23
Figura 2.4 - Dois cenários projetados para o ano 2100.....	23
Figura 3.1 - Mapas temáticos de Ribas do Rio Pardo, MS.....	31
Figura 3.2 - Animais simbólicos do Cerrado em Ribas do Rio Pardo, MS.....	32
Figura 3.3 - Fluxograma metodológico para a otimização da paisagem (ECCOM).....	34
Figura 3.4 - Variáveis espaciais de input no Molusce.....	37
Figura 3.5. Mapa dos custos de resistência propostos para a <i>Tapirus terrestris</i> .....	40
Figura 3.6. Espécie alvo para a conexão da paisagem: Anta ( <i>Tapirus terrestris</i> )...	40
Figura 3.7. Estruturação das regras de construção dos corredores ecológicos e sua manutenção até o ano o quinto ano de vida da condução da regeneração.....	47
Figura 4.1 - Gráfico da curva de aprendizagem e de erro da ANN no Molusce (QGIS).....	54
Figura 4.2 - Classificação da cobertura para os anos de 2016, 2024 e 2040.....	56
Figura 4.3 - Estruturação dos habitats e a delimitação programada dos corredores ecológicos.....	57
Figura 4.4 - Mapas para exemplificar e gerar cenários futuros (2040).....	60
Figura 4.5 – Grafo dos seis cenários gerados pelo ECCOM.....	63
Figura 4.6 - Mapeamento das ações de condução da regeneração de corredores na paisagem.....	65

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Estoque de carbono florestal nos anos 1992 e 2020.....	19
Tabela 2.2 - Balanço atual das emissões de gases de efeito estufa.....	24
Tabela 2.3 - Análise das alternativas de sequestro de carbono existentes.....	25
Tabela 3.1 - Distribuição temporal dos custos na condução da regeneração do Cerrado.....	46
Tabela 4.1- Síntese das características vegetacionais da população amostrada.....	53
Tabela 4.2 - Avaliação temporal da dinâmica do LULC e sua projeção para o ano de 2040.....	55
Tabela 4.3 - Avaliação dos cenários gerados pelo ECCOM para o ano de 2040 e seus efeitos na paisagem.....	61
Tabela 4.4 – Programação orçamentária para execução do cenário 2 do ECCOM no HP (2025 – 2030).....	64

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>16</b>
<b>2.1 Biomassa, carbono e os seus estoques mundiais.....</b>	<b>16</b>
<b>2.2 Mudança climática.....</b>	<b>22</b>
<b>2.3 Conservação da biodiversidade no Cerrado.....</b>	<b>26</b>
<b>2.3.1 Uso e cobertura do solo (LULC).....</b>	<b>27</b>
<b>2.3.2 Critérios ecológicos e topológicos da conectividade.....</b>	<b>29</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>30</b>
<b>3.1 Área de estudo.....</b>	<b>30</b>
<b>3.2 ECCOM.....</b>	<b>33</b>
<b>3.2.1 Fase 1: Modelagem de uso e cobertura do solo e inventário florestal.....</b>	<b>35</b>
<b>3.2.2 Fase 2: Modelagem do fluxo de conexão na paisagem e sua resistência à fauna.....</b>	<b>38</b>
<b>3.2.2.1 Parametrização dos custos de resistência na paisagem.....</b>	<b>39</b>
<b>3.2.2.2 Seleção dos fragmentos prioritários à conexão.....</b>	<b>41</b>
<b>3.2.2.3 Definição do fluxo e penalização dos deslocamentos no corredor.....</b>	<b>44</b>
<b>3.2.3 Fase 3: Programação matemática.....</b>	<b>45</b>
<b>3.2.3.1 Ajustes para experimentação do ECCOM.....</b>	<b>51</b>
<b>3.2.3.2 Análise comparativa dos cenários paisagísticos futuros.....</b>	<b>52</b>
<b>4 RESULTADOS.....</b>	<b>52</b>
<b>4.1 Estrutura da floresta e seu estoque em biomassa.....</b>	<b>52</b>
<b>4.2 A dinâmica do uso e cobertura do solo na paisagem.....</b>	<b>53</b>

<b>4.3 Análise do fluxo das conexões e a estrutura da paisagem.....</b>	<b>56</b>
<b>4.4 A otimização da conexão da paisagem.....</b>	<b>58</b>
<b>5 DISCUSSÃO.....</b>	<b>65</b>
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>70</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>71</b>
<b>ANEXO A - COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE PEARSON.....</b>	<b>83</b>
<b>ANEXO B – VARIÁVEIS DE TEMPERATURA MÁXIMA MÉDIA (A), PRECIPITAÇÃO TOTAL (B) E UMIDADE MÍNIMA MÍNIMA (C) MENSAL (2015 – 2024).....</b>	<b>84</b>
<b>ANEXO C - MATRIZ DE PROBABILIDADE DE TRANSIÇÃO ENTRE OS ANOS DE 2016 E 2024.....</b>	<b>85</b>
<b>ANEXO D – RANKING DAS 10 MELHORES PERFORMANCES POR ÍNDICE DE CONECTIVIDADE, ÁREA E AGB.....</b>	<b>86</b>
<b>ANEXO E - RANKING DAS PRINCIPAIS ABORDAGENS ECOLÓGICAS CONTEMPLADAS NA PAISAGEM.....</b>	<b>87</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Em vista da grande demanda mundial por soluções que amenizem a mudança climática, a floresta tropical é tida como um patrimônio chave para a desaceleração e mitigação do aquecimento global. Isso se deve, primeiro, à sua capacidade de sequestrar dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) da atmosfera e estocar o carbono na forma de biomassa aérea, subterrânea e no solo (Yang *et al.*, 2022). Também, porque quando ela é retirada para o uso alternativo do solo, o carbono até então estocado, poderá ser revertido em gás de efeito estufa (Koch; Hubau; Lewis, 2021). Com o crescimento da população mundial e consequentemente da demanda por alimentos, o Brasil, detentor da maior porção de terras agricultáveis do planeta (USDA, 2021) sofrerá uma pressão ainda mais forte sobre a conversão do uso da terra. Segundo o serviço de pesquisa econômica do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (2022), há a projeção de que, até 2031, o Brasil converterá mais de 20 milhões de hectares para atender a demanda mundial de alimentos, além da área que produz atualmente. Esse montante de carbono estocado, de forma adversa, poderá ser lançado na atmosfera em um curto espaço de tempo.

Complementarmente, o Brasil detém a maior área de floresta tropical do mundo e por conseguinte o maior estoque de carbono terrestre (FAO, 2023), sendo, desde sua consolidação territorial, o maior provedor terrestre do equilíbrio climático global. Em uma visão geral, a floresta tropical brasileira é composta basicamente por seis biomas (Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa) subdivididos em vários ecossistemas peculiares como, por exemplo: campinarana, floresta de várzea e floresta de terra firme na Amazônia; Savana Arborizada (Campo Cerrado), Savana Florestada (Cerradão) e Savana Parque (Campos Rupestres) no Cerrado; Savana-estépica Florestada (Caatinga Arbórea), Savana-estépica Arborizada (Caatinga Arbustiva) e (Palmeiral) Carnaubal na Caatinga; Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária), Vegetação com influência Fluvio-marinha (Manguezal), Vegetação com influência Marinha (Restinga), Floresta Densa Litorânea, Floresta Estacional Semidecidual e Campos de Altitude na Mata Atlântica e, assim por diante, demonstrando a grande diversidade de ambientes no território brasileiro (IBGE, 2012).

Diante dessa dinâmica do carbono global, no panorama atual, ainda se prevalece um direcionamento intenso e desproporcional de emissões atmosféricas de dióxido de carbono em comparação ao sequestro (IPCC, 2022). Emissões, as quais são oriundas do uso alternativo do solo somado às grandes fontes geradoras de energia de base fóssil, transportes, indústrias, construções e ao estilo de vida contemporâneo. Logo, há uma preocupação que a temperatura

global atinja 2°C até o final do século XXI, em relação ao período da Revolução Industrial (final do século XIX), e promova acontecimentos climáticos e naturais de impacto nocivo à humanidade e às demais formas de vida terrestre (IPCC, 2023). Todavia, o reflorestamento em larga escala e planos apropriados de proteção às florestas e à biodiversidade, se bem implementados, podem ser ferramentas cruciais para a mitigação desse problema de ordem global.

O protocolo de Montreal e o protocolo de Kyoto foram fundamentais para a implementação de acordos políticos e econômicos internacionais em prol da mitigação da mudança climática (Chichilnisky, 2016). O primeiro foi criado para conter os gases CFCs destruidores da camada ozônio, de forma efetiva. Já o gás de efeito estufa (dióxido de carbono) foi contemplado pelo protocolo de Kyoto. Devido à importância macroeconômica do elemento carbono, abundante em todas as instâncias e na base da economia mundial, diminuir a utilização desse elemento é um assunto sensível, no qual embates políticos e econômicos globais são inevitáveis. À vista disso, na COP 26, em Glasgow, cuja plataforma de negociação se baseou no acordo de Paris, as principais economias ratificaram o compromisso em diminuir substancialmente a utilização do carbono na base da economia e conseqüentemente reduzir a emissão de CO<sub>2</sub>. Portanto, foram estabelecidas metas para 2030 e anos seguintes.

No protocolo de Kyoto foi estabelecido um sistema de corte e negociação das emissões de dióxido de carbono entre os países desenvolvidos industrializados, especialmente na União Europeia. De forma geral, foi revolucionário no sentido de criar um mercado global de uma *commodity* de bem comum, positivo, capaz de precificar e financiar a redução de carbono na atmosfera (Chichilnisky, 2016). A partir de Kyoto, criaram-se demandas em todos os setores da economia, especialmente nos setores de geração de energia e de emissões industriais. Também repercutiu no setor agrário, florestal e transportes. E, por último, no próprio mercado, atingindo também o setor de serviço, tais quais consultoria, bancos e projetos. Atualmente, o mercado de carbono está em plena ascensão, dando destaque ao regulado ou o de conformidade, que é o principal, o qual os países desenvolvidos negociam entre si o valor da tonelada de carbono reduzido na atmosfera. Aquelas empresas ou governos que excederem o limite devem buscar créditos (CER) entre os próprios membros do Sistema de Comércio de Emissões da União Europeia (EU-ETS), por exemplo. Complementarmente, podem realizar suas reduções em investimentos em mecanismos de desenvolvimento limpo nos países em desenvolvimento (CDM ou MDL), ou em países parceiros do leste europeu (JI). Em paralelo, há o mercado voluntário, cuja expressividade num contexto macroeconômico não havia decolado, viu uma

mudança em 2019, quando passou a ser negociado grandes volumes. Um exemplo desse mercado é o VERRA, que no Brasil, constitui atualmente a principal porta de acesso ao mercado de carbono (IDB, 2021). Atualmente o país possui uma legislação específica implementada (SBCE, Lei Federal nº 15.042/2024), embora seus impactos ainda demandem tempo para plena consolidação. Todavia, na COP 30 o Brasil apresentou uma proposta de coalizão internacional de mercados de carbono com o foco na padronização, objetivando gerar liquidez, maior previsibilidade e transparência internacional (COP 30, 2025).

Considerando as expressivas oportunidades que o Brasil apresenta no mercado de carbono, esse estudo reconhece que o bioma Cerrado pode ser valorizado por algo além da produtividade de biomassa ou do estoque de carbono. Há, portanto, a necessidade de se conciliar economia, ecologia e mitigação do aquecimento global em um mesmo contexto decisório. Nessa condição, o objetivo principal desta dissertação foi desenvolver e testar um arcabouço tecnológico inovador denominado *Eco-Carbon Corridor Optimization Modeling* (ECCOM) para aprimorar serviços ecossistêmicos na paisagem por meio do planejamento territorial, visando identificar e selecionar uma rede de fragmentos nativos essenciais dentro de uma paisagem, e conectá-los em uma rede funcionalmente interligada, maximizando o estoque de carbono futuro e restabelecendo a dinâmica da fauna sob restrições ecológicas e orçamentárias previamente estabelecidas.

Para que esse objetivo seja alcançado, as conexões entre remanescentes são realizadas por corredores ecológicos, os quais podem ser submetidos à regeneração natural assistida ou à plantios. Inicialmente, esses corredores iniciam-se como faixas com a largura de 30 m, avançando progressivamente para larguras mais expressivas ao longo do tempo, com um máximo de 500 m de largura. Como consequência, modela-se um grande fragmento integrado, no qual não apenas as espécies inicialmente contempladas se beneficiam, mas também a maior parte da biodiversidade associada à paisagem. Em cenários de médio e longo prazo, essa estratégia tende a promover o aumento do fluxo gênico, do deslocamento da fauna, da dinâmica de populações e da manutenção dos processos ecossistêmicos. Ressalta-se que esse arcabouço tem como cerne a modelagem por programação linear inteira mista, por meio da qual se busca alinhar a conservação da biodiversidade e a mitigação climática em uma mesma estrutura de decisão. Dessa forma, o ECCOM apresenta-se como uma alternativa viável para a gestão estratégica de projetos ambientais, capaz de orientar investimentos e prioridades territoriais de maneira objetiva, transparente e replicável, consolidando-se como uma proposta aplicada de

planejamento ecológico integrado, que articula paisagem, fauna e carbono como eixos complementares de sustentabilidade.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Biomassa, carbono e os seus estoques mundiais

O carbono é um elemento químico que se apresenta de forma polimórfica, quando está isolado. É amplamente presente em compostos químicos simples e complexos que contemplam, interagem e compõem praticamente todos os compostos de origem biológica. Sua abundância nos organismos vivos, corresponde a praticamente 47% da massa seca viva do planeta, isto é, cerca de 550 Gt C (Bar-On; Phillips; Milo, 2018). É essencial em processos bioquímicos e orgânicos determinantes para a vida na Terra, tais como a fotossíntese que além de liberar o oxigênio (O<sub>2</sub>) para a atmosfera, sintetiza matéria viva, auto reciclando-se num processo global, conhecido como ciclo do carbono. Em detalhe, é encontrado de forma onipresente nos cromossomos, como o DNA e o RNA, assim como nas células e nas estruturas morfológicas peculiares de todas as espécies. São mais de 20 milhões de compostos orgânicos conhecidos e incontáveis ainda a serem descobertos. Presente também na redução de minérios e na produção de ligas metálicas e em materiais *sui generis* como o diamante, o grafite e o grafeno, é ainda a maior fonte para geração de energia no planeta por via de hidrocarbonetos como o petróleo e o carvão mineral. Como se não bastasse, é o terceiro elemento de maior volume na atmosfera no formato de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), sendo essencial para a retenção de calor no ambiente e determinante para a regulação do clima global.

As árvores são os organismos vivos que mais estocam carbono e funcionam como uma espécie de ralo ou sumidouro de carbono da atmosfera, sendo um processo resultante da fotossíntese. A arquitetura e a área foliar de cada árvore e espécie estão diretamente relacionados à eficiência de fotossintetizar. As folhas são os organismos mais importantes das copas das árvores, pois são elas que interceptam a radiação solar, e onde o CO<sub>2</sub> é captado na presença de água, especificamente na câmara subestomática localizada no estômato. O processo de fotossíntese propriamente dito é realizado nos cloroplastos onde o CO<sub>2</sub> é aceito pela ribulose-1,5-bisfosfato (RuBP), e de acordo com o comprimento da onda e intensidade da luz do momento ocorre a redução do dióxido de carbono. Esse processo resulta na formação de O<sub>2</sub> livre e carboidratos, que serão estocados em algum local da planta (Landsberg; Gower, 1997).

A biomassa florestal acima do solo ou *Above Ground Biomass* (AGB), influencia de forma majoritária o ciclo do carbono global. O Sistema Global de Observação do Clima (GCOS) considera o AGB como uma importantíssima variável para o clima (Santoro *et al.*, 2021). Em uma visão macro, essa variável quantifica os recursos florestais e determina seus benefícios no ecossistema florestal (Schepaschenko *et al.*, 2015; Reichstein; Carvalhais, 2019; Santoro *et al.*, 2021), na mitigação da mudança climática, bem como, na conservação da biodiversidade (Soto Navarro *et al.*, 2020; Santoro *et al.*, 2021).

Segundo Yang *et al.* (2022), taxas abaixo da média de crescimento em AGB somadas a um crescimento de mortalidade especialmente em florestas tropicais podem descompensar a dinâmica ecossistêmica no globo elevando a presença de carbono na atmosfera. Outra causa que compromete o desempenho do crescimento de AGB é o *El Niño*. Quando ocorrem temperaturas acima da média, há o desencadeamento de secas exageradas que afetam diretamente as plantas. As quais, deixam de abrir os estômatos celulares que sequestram o CO<sub>2</sub> freando a fotossíntese. Em paralelo, os mesmos autores afirmam que essa condição extrema climática propicia o ataque de insetos às folhas comprometendo ainda mais a capacidade fotossintética.

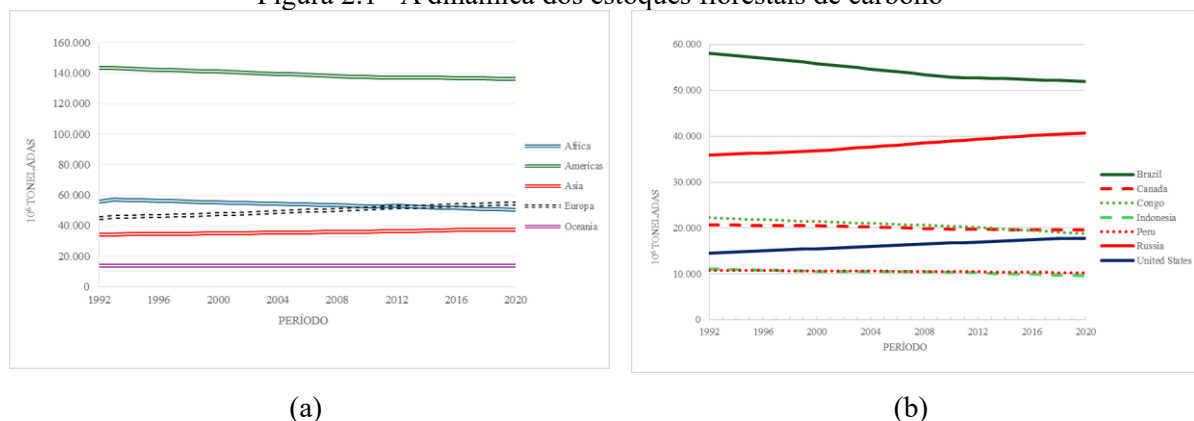
Constata-se a emissão de bilhões de toneladas de carbono anualmente na atmosfera causada por incêndios florestais, desmatamento e degradação florestal, processos que vêm liberando o carbono estocado na biomassa das florestas para a atmosfera (Maure *et al.*, 2023). Há uma tendência que as florestas tropicais passem de sequestradoras para fornecedoras de carbono (Koch; Hubau; Lewis, 2021).

É consenso que a estimativa de AGB permite avaliar o volume de emissões oriundo de desmatamento e degradação florestal (Santoro *et al.*, 2021; Avitabile *et al.*, 2016). O conhecimento do estoque de biomassa baliza políticas ambientais perante o mecanismo de Redução de Emissões decorrentes do Desmatamento e da Degradação florestal (REDD+). Também auxilia na construção de modelos dinâmicos globais segundo Santoro *et al.*, 2021. No entanto, esses autores afirmam que as estimativas de AGB podem ser contraditórias. Ele avaliou que essas divergências provavelmente são justificadas pelo uso de metodologias e datas distintas e, possivelmente, por um investimento recente e precário de alguns países tropicais no sentido de um programa nacional de inventário florestal. Num exemplo contextual, Bar-On, Phillips e Milo (2018) realizaram um estudo complexo no qual consideraram a biomassa de praticamente todos os organismos vivos da biosfera terrestre e aquática, numa revisão bibliográfica extensa. Os autores concluíram que o total de carbono estocado no planeta

corresponde a aproximadamente 550 Gt C, sendo que as plantas correspondem a mais de 80% do estoque global. Os elementos lenhosos das plantas (florestas) correspondem a 70% de 450 Gt C, ou seja, aproximadamente 315 Gt C.

Curiosamente, existe uma discrepância de 5% do estoque de carbono em florestas entre estudo de Bar-On, Phillips e Milo (2018) e do Fundo Monetário Internacional, FMI (2023). Sendo que, as estimativas do autor são superiores. Na Figura 2.1 (a), é apresentada a dinâmica dos estoques de carbono nas florestas de cinco continentes. Enquanto na Figura 2.1(b) está elucidada a dinâmica do carbono estocado nas florestas das sete nações com maior estoque. Observa-se a diferença do volume de carbono em florestas do continente americano perante as florestas dos demais continentes, detendo praticamente 47% do estoque mundial. Em detalhe, há a superioridade do Brasil diante dos demais países, detendo praticamente 18% do estoque de carbono em florestas no mundo, seguido da Rússia com quase 14% e do Canadá com menos de 7%. Questiona-se, então, em até que ponto conhecer os maiores *pools* de carbono vai salvar o planeta? Em 1985, ainda existia o equilíbrio de emissão e sequestro de carbono (Waring; Schlesinger, 1985). Segundo os autores, naquela data eram necessários sete anos para reciclar todo o carbono existente na atmosfera via fotossíntese global. No entanto, da década de 1980 para a atual data, ou seja, um pouco mais de quarenta anos, estima-se que já se converteu mais de um quarto das florestas devastadas em toda a história. Segundo Réjou-Méchain *et al.* (2019) as incertezas da dinâmica espaço-temporal do carbono florestal constituem provavelmente o maior obstáculo para projeções do futuro da atmosfera afetando consequentemente a implementação de estratégias mitigadoras.

Figura 2.1 - A dinâmica dos estoques florestais de carbono



Fonte: Metadados da FAO (2023)

Descrição da Figura 2.1: (a) representa a dinâmica dos estoques florestais de carbono dos continentes de 1992 a 2020. (b) compara a dinâmica dos 7 países com maior estoque florestal de carbono no mesmo período da (a).

Na Tabela 2.1 tem-se os 19 países que possuem o maior estoque de carbono em florestas. As estimativas foram retiradas do *dashboard* do FMI, cuja fonte é a plataforma da FAO, 2023. O ano inicial referencial, data-base desse levantamento é 1992, data marcada pelo *Rio Earth Summit* (Rio-92 e ECO-92), quando os signatários adotaram o *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC). Esses 19 países juntos representam praticamente 294,13Gt C (76,81%) do estoque de carbono global existente em 2020. Desses, 10 são do continente americano, 4 são da Ásia, 4 da África e 1 da Oceania. A sequência também retrata a importância do estoque de carbono em ordem decrescente.

Tabela 2.1 - Estoque de carbono florestal nos anos 1992 e 2020.

Países	Estoque carbono em floresta ( $\times 10^6$ t C)				Área florestal total ( $\times 1000$ ha)		Área florestal alterada ( $\times 1000$ ha)	Produtividade média de carbono por área (t C $\cdot$ ha <sup>-1</sup> )	Referência de área alterada em relação ao estado de Minas Gerais ( $58 \times 10^6$ ha)
	1992	2020	Diferença do estoque de 1992 para 2020		1992	2020	2020	2020	2020
Brasil	58.129	51.981	-6.148	-11%	581.336	496.620	-84.717	105	-146%
Rússia	35.911	40.741	4.830	13%	809.014	815.312	6.298	50	11%
Canadá	20.617	19.570	-1.047	-5%	348.179	346.928	-1.251	56	-2%
Congo	22.209	18.768	-3.441	-15%	149.283	126.155	-23.128	149	-40%
Estados Unidos	14.499	17.705	3.206	22%	302.667	309.795	7.128	57	12%
Peru	10.782	10.232	-550	-5%	76.218	72.330	-3.888	141	-7%
Austrália	8.426	8.292	-134	-2%	133.469	134.005	537	62	1%
Indonésia	11.044	9.609	-1.435	-13%	115.092	92.133	-22.959	104	-40%
China	5.189	8.724	3.535	68%	161.113	219.978	58.866	40	101%
Colômbia	7.282	6.675	-607	-8%	64.514	59.142	-5.372	113	-9%
Venezuela	6.252	5.505	-747	-12%	51.451	46.231	-5.220	119	-9%
Guiana	5.369	5.317	-52	-1%	18.595	18.415	-179	289	0%
Bolívia	4.409	3.914	-495	-11%	57.264	50.834	-6.430	77	-11%
Nova Guiné	3.372	3.324	-48	-1%	36.375	35.856	-520	93	-1%
Suriname	3.245	3.208	-37	-1%	15.370	15.196	-174	211	0%
Argentina	3.642	3.179	-463	-13%	34.839	28.573	-6.266	111	-11%
Camarões	3.448	3.142	-306	-9%	22.319	20.340	-1.979	154	-3%
Gabão	3.090	3.062	-28	-1%	23.749	23.531	-219	130	0%
Índia	2.343	2.995	652	28%	64.669	72.160	7.491	42	13%
<b>Total</b>	<b>229.258</b>	<b>225.943</b>	<b>-3.315</b>	<b>-1%</b>	<b>3.067.507</b>	<b>2.985.554</b>	<b>-79.961</b>	<b>111</b>	<b>-138%</b>

Fonte: IMF, 2023. Metadados da FAO, 2023.

Em via de realizar uma estimativa utilizando recursos tecnológicos de última geração a NASA lançou um megaprojeto chamado Investigação das Dinâmicas Ecológicas Globais (GEDI), para tentar quantificar o estoque de carbono existente e o que está sendo perdido para a atmosfera (Duncanson *et al.*, 2022). Com isso, será possível verificar a capacidade de absorção de carbono pelas florestas e o balanço de quanto não está sendo absorvido e simular projeções globais. Estima-se que os desmatamentos ocorridos entre 2016 e 2020 lançou na atmosfera aproximadamente 2,9 Gt CO<sub>2</sub>ano<sup>-1</sup> enquanto as florestas remanescentes

sequestraram 2,5 Gt CO<sub>2</sub>:ano<sup>-1</sup>. Os mapas da dinâmica de carbono nas florestas do planeta, com exceção das coníferas, serão criados pelo GEDI e subsidiarão o REDD+ (Duncanson *et al.*, 2022).

Todavia, o inventário pode ser usado de forma complementar para validação de informações para estimativas regionais ou globais via sensoriamento remoto (Zimbres *et al.*, 2021) e modelos matemáticos e, ou estatísticos. Isso é possível desde que coincida as datas do inventário florestal com o sensoriamento remoto possibilitando avaliar a dinâmica florestal (Knapp *et al.*, 2018). De forma integrada, a estimativa da estrutura da vegetação para áreas extensas depende de dados coletados em campo pelo inventário florestal e o relacionamento desses com os dados obtidos nos sensores. Isso é necessário para encontrar uma correlação com os dados dos sensores. Somente depois de validada é possível realizar uma extrapolação (Avitabile *et al.*, 2016; Zimbres *et al.*, 2021). Ultimamente, a técnica para se obter resultados mais amplos de AGB consiste na integração do inventário florestal, imagens de satélite, sensores, radares, laser e modelos com algoritmos complexos que incluem aprendizado de máquina e inteligência artificial (IA). Alguns exemplos de modelos matemáticos que são utilizados para estimar a AGB são o *Random Forest* e o algoritmo genético associado ao *Random forest* (Carvalho *et al.*, 2022).

Suplementarmente, outro tipo de medição em campo vem sendo utilizado e promete ser ainda mais promissor que o inventário florestal para modelagem. São os modelos florestais baseados em indivíduos. Levam em consideração a medição em campo de estruturas realísticas em diferentes posições fitossociológicas atendendo uma lacuna na modelagem de dinâmicas florestais (Knapp *et al.*, 2018). Eles permitem projetar a sucessão florestal, a heterogeneidade estrutural e a competição interespecífica e os distúrbios associados à mortalidade embasados na estrutura do tronco (Rödig *et al.*, 2017). Aparentemente, há uma vantagem nesse tipo de metodologia frente aos resultados padrões de inventário por não trabalhar com médias (Avitabile *et al.*, 2016).

Convergindo o campo de biometria ao de SIG a questão é a compatibilidade da resolução de imagens de sensores a nível de pixel para a obtenção de dados biométricos florestais. Vem sendo utilizado pixels com resolução de 1m para a quantificação de biomassa e medições de altura. Quando há uma avaliação da dinâmica florestal, uma resolução de 10 a 30 m seria o ideal. Enquanto, a quantificação de biomassa, uma resolução até 100 m seria o suficiente (Knapp; Attinger; Huth, 2022). No entanto, essas diretrizes precisam estar em consonância com o tamanho da escala do projeto, do recurso disponível e do conhecimento do

local para a realização de um ajuste metodológico adequado. Para tanto, entre as imagens de satélites gratuitas mais usadas estão o Sentinel-2, e a série Landsat, que além de oferecerem uma resolução de 10 a 30 m coletam informações continuamente em todo o globo terrestre (Avitabile *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2020; Zimbres *et al.*, 2021).

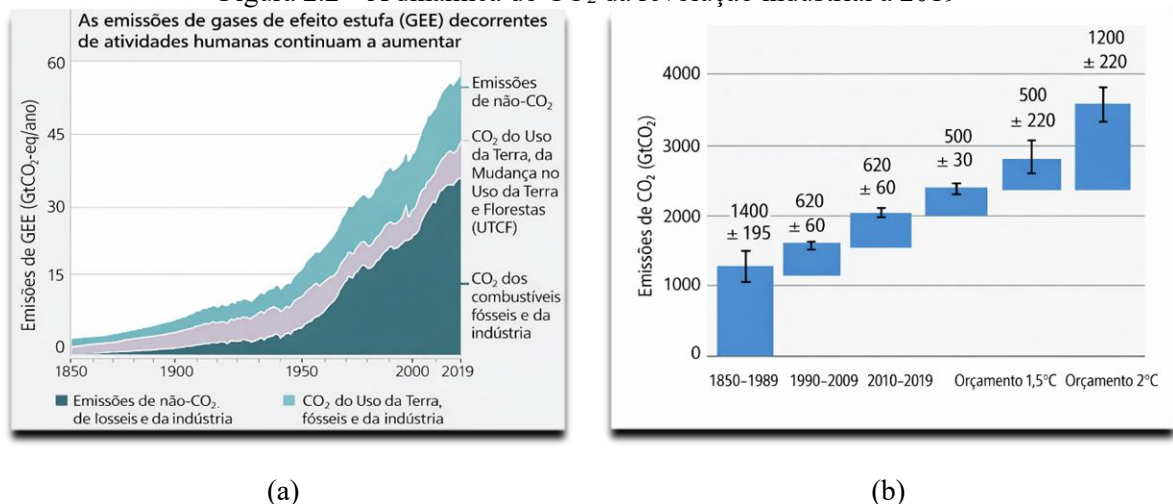
Como a maioria dos processos de medições, o sensoriamento remoto tem restrições. Por exemplo, numa floresta de dossel fechado o sensor fica impossibilitado de captar aquelas modificações que podem estar ocorrendo no sub-bosque, como a supressão de espécies de porte menor. Portanto, até que essa percepção via satélite seja resolvida, a dinâmica de carbono na atmosfera pode estar sendo subestimada segundo Réjou-Méchain *et al.* (2019). Além disso, erros subjacentes, decorrentes de estimativas equivocadas ou não documentadas podem se replicar em modelos estatísticos de forma aleatória ou sistemática. Sendo que, o conhecimento aprofundado dessas causas é muito pouco explorado segundo os mesmos autores. Ainda, de acordo com esses autores, a baixa sensibilidade dos sensores remotos subestima a AGB em locais de floresta densa e superestima essa variável em locais abertos com poucas árvores. Esse tipo de inconsistência é mais comum em florestas tropicais. Já, outros autores descrevem que diferenças entre estimativas podem surgir pelo uso de metodologias distintas, ao considerar o espaço e tempo. Complementarmente, pode haver diferença na metodologia e equipamentos do inventário, no sensoriamento remoto, na combinação de ambos e na modelagem (Rödig *et al.*, 2017).

De acordo com o Knapp *et al.* (2018) sensores modernos como a detecção de luz e alcance (LiDAR) e o radar de abertura sintética (SAR) detectam a altura do dossel. Com isso, podem ser usados para estimar a AGB, devido a sua relação com a altura. A precisão de 1m na leitura desses sensores pode alterar de forma significativa a AGB em uma provável estimativa. Para exemplificar como são realizadas as estimativas, primeiro mede-se a altura do dossel da floresta alvo numa determinada data. Numa data posterior realiza-se uma outra medição. Com o crescimento provável da altura do dossel e a relação desta variável altura com a AGB estima-se se houve ganho, ou não de biomassa. Outros autores consideram que a combinação do SAR com os sensores de satélites disponíveis é considerada a melhor forma para monitorar a dinâmica da estrutura de florestas (Zimbres *et al.*, 2021).

## 2.2 Mudança climática

Segundo o relatório de mudança climática do IPCC (2023) a superfície do globo terrestre durante o período de 2011 a 2020 esteve a 1,1 °C acima da temperatura média de 1850 a 1900. Enquanto, nos oceanos para essa mesma comparação a diferença é de + 0,88 °C. Em síntese, os gases responsáveis pelo efeito estufa, essencialmente são o gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e o metano (CH<sub>4</sub>). Ainda de acordo com o mesmo relatório, a sensação térmica permanece mais amena por causa de aerossóis que esfriam o ambiente terrestre. A média do período de 2001 a 2020 mostra que o período de 2011 a 2020 elevou a temperatura em 0,1 °C. A temperatura observada nesses últimos 50 anos subiu mais que qualquer outro período semelhante nos últimos 2000 anos. A quantidade de CO<sub>2</sub> existente na atmosfera hoje atinge 410 ppm. Concentração superior a qualquer outro período nos últimos 2 milhões de anos. Desde 1750, a concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera cresceu 47%, de CH<sub>4</sub> subiu 156% e de N<sub>2</sub>O, o mais perigoso, elevou 23%. Patamares equivalentes às transições da era glacial para interglacial que se passaram a 800 mil anos atrás. Seguindo esse raciocínio, a Figura 2.2 (a) mostra a escalada vertiginosa do dióxido de carbono na atmosfera a partir de 1950. Já a Figura 2.2 (b) apresenta o montante necessário de carbono na atmosfera para se atingir 1,5 °C (500 ± 200 Gt C) e 2° C (1200 ± 200 Gt C). Enquanto, a Figura 2.3 demonstra o histórico da participação das macrorregiões na responsabilidade das emissões de GHG. Na sequência, a Figura 2.4 ilustra os caminhos projetados para o ambiente. Em síntese, enfatiza-se a necessidade de reduzir de forma abrupta a constância das emissões.

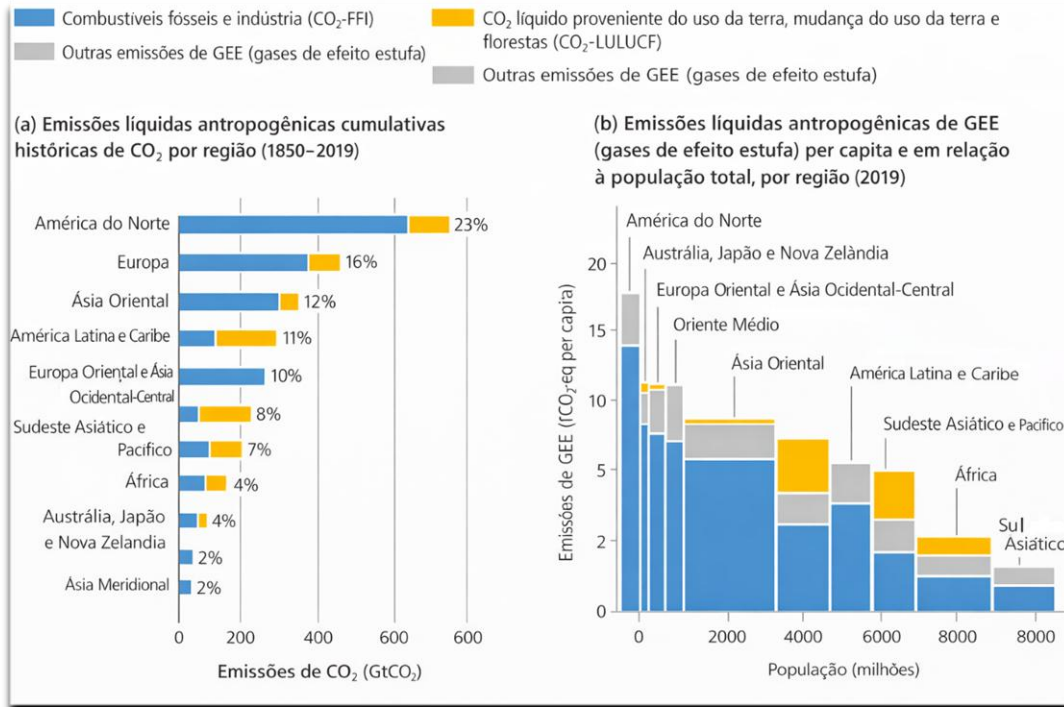
Figura 2.2 – A dinâmica do CO<sub>2</sub> da revolução industrial à 2019



Fonte: Tradução de *Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2022)*, adaptada pelo autor.

Descrição da Figura 2.2: (a) representa a dinâmica do dióxido de carbono na atmosfera especificando a fonte desse gás poluente. (b) representa a montante necessária na atmosfera para chegar a 1,5 °C e 2 °C a partir de 2019.

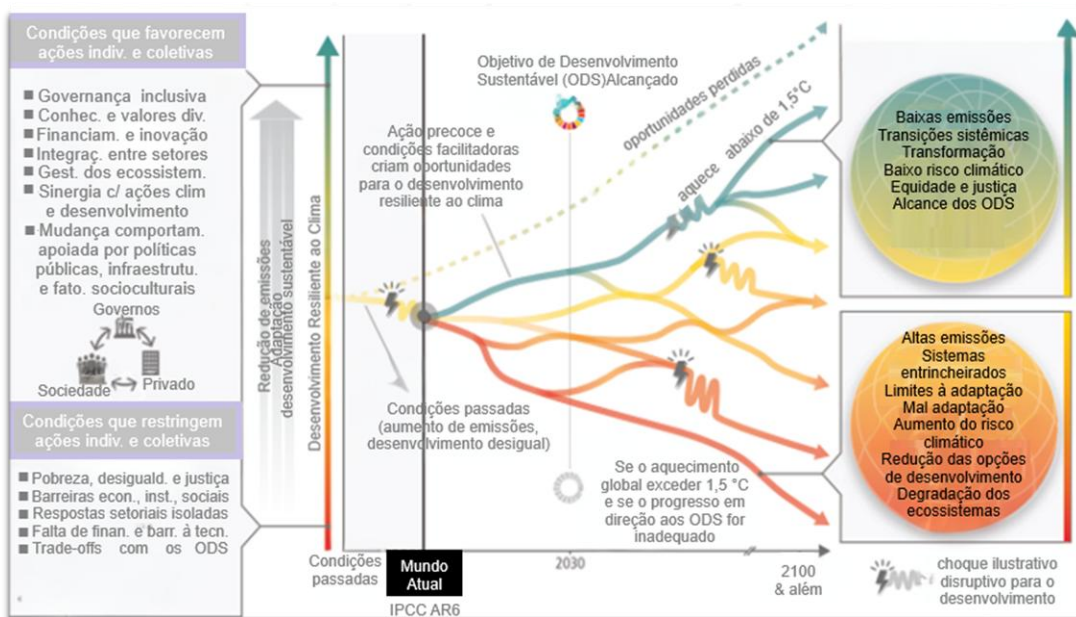
Figura 2.3 - As emissões de gases de efeito estufa por macrorregiões.



Fonte: Tradução de *Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2022)*, adaptada pelo autor.

Descrição da Figura 2.3: (a) representa a comparação da poluição oriunda das indústrias e do uso alternativo do solo (LULUCF) por macrorregião de 1850 a 2019. (b) apresenta a mesma relação da anterior com o foco per capita.

Figura 2.4 - Dois cenários projetados para o ano 2100.



Fonte: Adaptação de IPCC, 2023. *Climate Change 2023. Synthesis Report*.

Descrição da Figura 2.4: apresenta a necessidade de engajamento da humanidade na questão climática, no qual em 2030 o rumo estará parcialmente definido dependendo do desempenho ODS.

Ao observar a Tabela 2.2 constata-se que a resposta terrestre incluindo a de esforços de redução de emissões, atinge uma redução de até  $-12 \text{ Gt CO}_2\text{-eq ano}^{-1}$ . As emissões globais giram em torno de  $42 \text{ Gt CO}_2\text{-eq ano}^{-1}$ . Com uma conta simples, realizando um paralelo dessa figura com o gráfico da Figura 2.4 sugere-se que, ao ritmo atual, em 20 anos há risco de se alcançar o patamar de  $1,5^\circ\text{C}$  e, em outros 40 anos, a elevação indesejada de  $2^\circ\text{C}$  caindo no cenário indesejado. Nesse meio tempo, em 2030, existe o cumprimento da meta de desenvolvimento sustentável, chamado Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) alcançado ou *SDG achievement*, que é um marco regulatório no qual a maioria das nações se comprometeram a diminuir substancialmente suas emissões líquidas a zero até 2050.

Tabela 2.2 - Balanço atual das emissões de gases de efeito estufa.

Gás	Unidades	AFOLU – emissões antropogênicas líquidas	Não-AFOLU – emissões antropogênicas de GHG	Emissões antropogênicas líquidas totais (AFOLU + não-AFOLU)	AFOLU como % do total líquido antropogênico	Sumidouros naturais terrestres	Fluxo líquido CO <sub>2</sub> terra-atmosfera
		A	B	C = A + B	D = (A/C) × 100	E	F = A + E
CO <sub>2</sub>	GtCO <sub>2</sub> -eq ano <sup>-1</sup>	5,9 ± 4,1 (modelos de contabilidade; solos manejados e pastagens) 0 a 0,8 (NGHGI/FAOSTAT)	36,2 ± 2,9	42,0 ± 29,0	14%	-12,5 ± 3,2	-6,6 ± 4,6
CH <sub>4</sub>	MtCH <sub>4</sub> ano <sup>-1</sup>	157,0 ± 47,1	207,5 ± 62,2	364,4 ± 109,3			
CH <sub>4</sub>	GtCO <sub>2</sub> -eq ano <sup>-1</sup>	4,2 ± 1,3	5,9 ± 1,8	10,2 ± 3,0	41%		
N <sub>2</sub> O	MtN <sub>2</sub> O ano <sup>-1</sup>	6,6 ± 4,0	2,8 ± 1,7	9,4 ± 5,6			
N <sub>2</sub> O	GtCO <sub>2</sub> -eq ano <sup>-1</sup>	1,8 ± 1,1	0,8 ± 0,5	2,6 ± 1,5	69%		
Total	GtCO <sub>2</sub> -eq ano <sup>-1</sup>	11,9 ± 4,4 (o componente CO <sub>2</sub> considera apenas modelos de contabilidade)	44,0 ± 3,4	55,9 ± 6,1	21%		

Fonte: Tradução de *Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2022)*, adaptada pelo autor.

Descrição da Tabela 2.2: apresenta o balanço das emissões com foco no uso alternativo do solo (AFOLU) e a capacidade precária de compensação planetária quando comparado ao todo.

Prosseguindo, a Tabela 2.3 é incisiva para se ter um panorama do que de fato funciona para a redução do carbono da atmosfera. Mostrando que definitivamente os plantios florestais, a condução de regeneração, os manejos florestais e de solo, assim como a agrofloresta são as saídas garantidas e, infelizmente, de difícil implementação para gerar resultados

satisfatórios de redução concreta do CO<sub>2</sub> na atmosfera. Percebe-se também que as outras tecnologias são incipientes, pouco difundidas e testadas em ambiente de produção, as quais, precisam percorrer um percurso com prazo reduzido para atingir as metas de mitigação plena das emissões.

Tabela 2.3 – Análise das alternativas de sequestro de carbono existentes

Método de CDR	Status (TRL)	Custo (USD t CO <sub>2</sub> <sup>-1</sup> )	Potencial de mitigação (Gt CO <sub>2</sub> ano <sup>-1</sup> )	Riscos e impactos	Cobenefícios	Trade-offs e efeitos de transbordamento	Papel nas trajetórias de mitigação
Reflorestamento total / direcionado	8–9	0–240	0,5–10	Reversão da remoção de carbono por incêndios, doenças e pragas. Redução do rendimento hídrico e do lençol freático se espécies inadequadas forem usadas.	Emprego local, biodiversidade aprimorada, fornecimento de madeira e ciclagem de carbono.	Competição por terra com biodiversidade e alimentos.	Contribuição substancial em IAMs e estudos <i>bottom-up</i> .
Sequestro de carbono no solo	8–9	45–100	0,6–9,3	Risco de aumento de N <sub>2</sub> O e reversão do sequestro.	Qualidade do solo e produtividade agrícola.	Dificuldade de monitoramento; baixo ganho por hectare.	Ainda não em IAMs globais; amplamente estudado <i>bottom-up</i> .
Restauração de turfeiras e zonas úmidas	8–9	Dados insuficientes	0,5–2,1	Risco de reversão e aumento de CH <sub>4</sub> .	Meios de vida locais e biodiversidade.	Competição por terra em algumas regiões.	Fora de IAMs; contribuição média em estudos <i>bottom-up</i> .
Agroflorestas	8–9	Dados insuficientes	0,3–9,4	Pode reduzir área agrícola; requer alta qualificação.	Diversificação produtiva e resiliência.	Trade-offs com agricultura convencional.	Não em IAMs; contribuição média.
Manejo florestal melhorado	8–9	Dados insuficientes	0,1–2,1	Riscos se houver intensificação excessiva.	Emprego local e biodiversidade.	Possível eutrofização.	Não em IAMs; contribuição média.
Biochar	6–7	10–345	0,3–6,6	Emissões e riscos se biomassa for insustentável.	Produtividade agrícola e redução de N <sub>2</sub> O.	Competição por biomassa.	Em desenvolvimento; avaliado setorialmente.
DACCS	6	100–300	5–40	Alto uso de energia e água.	Produção de água (solo).	Emissões indiretas.	Complementa outros métodos de CDR.
BECCS	5–6	15–400	0,5–11	Alta demanda por terra e água.	Redução da poluição e segurança energética.	Competição por terra.	Contribuição substancial em IAMs.
Intemperismo aprimorado	3–4	50–200	2–4	Impactos da mineração.	Melhora do solo e redução da acidificação oceânica.	Emissões associadas.	Complementar a outros métodos.

Fonte: Tradução de *Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2022)*, adaptada pelo autor.

Descrição da Tabela 2.3: aponta o nível de prontidão da tecnologia (TRL), o custo (USD t CO<sub>2</sub> ano<sup>-1</sup>), o potencial de mitigação (Gt CO<sub>2</sub> ano<sup>-1</sup>), os riscos e impactos, cobenefícios, efeitos de compromissos e repercussões e o desenrolar das mitigações traçadas. IAM (Modelo de Avaliação Integrada).

### 2.3 Conservação da biodiversidade no Cerrado

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil em extensão cobrindo uma área de mais de 203 milhões de hectares no platô central do país. Em termos de biomassa de origem madeireira é o segundo bioma em maior volume (Sano et al., 2010) se comparado a outras formações florestais na América do sul atrás apenas da Floresta Amazônica. No entanto, o Cerrado permeia quase todos os biomas que faz limite aparecendo em pontos avançados dentro da Floresta Amazônica, Pantanal e na Mata Atlântica (Antonelli et al., 2018; Souza-Neto; Cianciaruso; Collevatti, 2016). Está também presente na Bolívia e no Paraguai, nas regiões de fronteira com o Brasil. É um bioma complexo repleto de ecossistemas diferentes. De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012) o domínio do Cerrado compreende a formação Savana, subdividida nas fisionomias Savana Florestada (Cerradão), Savana Arborizada (Cerrado Típico, Cerrado Denso, Cerrado Ralo e Campo Cerrado), Savana Parque (Campo Sujo e Campo Rupestre) e Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo Limpo). Associadas ao domínio do Cerrado, ocorrem ainda formações florestais e edáficas como Florestas de Galeria, Floresta Estacional Decidual (Mata Seca), Veredas e Várzeas.

A biodiversidade faz do Cerrado um *hotspot* global (MMA, 2014), além de abrigar uma parte significativa de nascentes de importantes bacias hidrográficas brasileiras, tais como as do rio São Francisco, rio Tocantins, rio Paraná e rio Paraguai. Mais da metade de sua área já foi convertida para uso antrópico, sendo que, apenas 9% de sua área original está sob proteção legal (Françoso *et al.*, 2015). Essas alterações do uso e consequentemente da cobertura do solo implicam em efeitos em cascata de degradação. Como exemplo, o desmatamento realizado para implantar monoculturas implica em perda de biodiversidade, perda de habitat, fragmentação de habitat, erosão dos solos implicando em perda de sustentabilidade produtiva e de recuperação, assoreamento de cursos d'água, assim como, a contaminação química afetando também o lençol freático, desequilíbrio nos estoques e fluxos de carbono e a mudança de temperatura local (Klink; Machado, 2005).

Devido à sensibilidade de algumas espécies quanto à perda de habitat e consequentemente à alteração da dinâmica populacional, que podem conduzir à extinção local (Murcia, 1995; Noss; Csuti, 1997; Turner, 1996), envolver áreas privadas por meio do manejo da paisagem é uma estratégia relevante para a conservação das espécies. Assim, aumentar a conexão entre habitats por corredores ecológicos pode ser a forma mais viável para garantir a troca de fluxo gênico e, consequentemente, evitar a extinção de espécies locais (Noss, 1987).

### 2.3.1 Uso e cobertura do solo (LULC)

O planejamento do uso do solo é um processo considerado essencial para a mitigação da mudança climática (*Land-use planning for REDD+*, 2017), sendo o ponto inicial para o entendimento da paisagem e suas relações com os habitats e sua conservação. Por causa de sua essência holística, vários aspectos são levados em consideração inclusive os diretamente ligados à vida terrestre. Trata-se de um procedimento interativo, no qual os *stakeholders* devem participar e coordenar ações para um direcionamento conciliado e promover mudanças visando atingir determinado objetivo considerado comum. A configuração da paisagem tem relação direta com a situação da biodiversidade (Newbold *et al.*, 2015). Há previsões de uma alteração abrupta na biodiversidade nos próximos anos devido à conformação das paisagens (Tilman *et al.*, 2017).

A sigla LULC significa uso e cobertura do solo de *Land Use Land Cover*, sendo o ponto crucial para a compreensão da paisagem e suas relações com os habitats. No entanto, os termos uso e cobertura do solo são frequentemente empregados como sinônimos, embora sejam distintos. O uso do solo é determinado por fatores socioeconômicos, enquanto a cobertura do solo corresponde efetivamente ao que está presente na superfície terrestre tais como rios, rochas, cidades e florestas, por exemplo (Fletcher; Fortin, 2018). Existe um termo associado, adotado pelas nações unidas, LULUCF, o qual significa uso do solo, mudança do uso do solo e atividades florestais. Ambos serão tratados na dissertação, pois integram o alicerce dos modelos e dos resultados. Para outras definições do uso do solo, como reflorestamento, há distinção desse termo reflorestamento entre o inglês e o português. Curiosamente, *Afforestation*, cuja tradução para o português é a mesma de *reforestation*, ou seja, reflorestamento. No entanto, para os nativos da língua inglesa há diferença, o primeiro termo significa reflorestar completamente uma área que estava historicamente desprovida de árvore na paisagem. O segundo, significa adicionar árvores aqueles locais onde há declínios de indivíduos arbóreos, repovoando a floresta.

O uso e cobertura do solo pode ser avaliado em vários aspectos, existindo centenas de formas de avaliação (Vogt *et al.*, 2007; Cushman; Mcgarigal; Neel, 2008; Walz *et al.*, 2016). As principais métricas de configuração do uso e cobertura do solo na paisagem são: contraste, composição, agregação, intercalação, isolamento e subdivisão (Mcgarigal *et al.*, 1995). A composição reflete a variedade de tipos de uso e cobertura do solo na paisagem sem considerar o arranjo espacial. Já o contraste e a configuração tratam do arranjo e posicionamento espacial

dos diferentes tipos de uso do solo ao longo da paisagem (Fletcher; Fortin, 2018), em que a adjacência e a borda de diferentes tipos de uso são fortemente levadas em consideração (Suarez; Pfenning; Robinson, 1997; Fletcher; Koford 2003; Ries; Sisk 2010). A quantificação da heterogeneidade da cobertura do solo pode ocorrer em nível de pixel, de classe ou da paisagem como um todo (Fletcher; Fortin, 2018).

No planejamento do uso do solo utiliza-se o sensoriamento remoto (SR) e o sistema de informações geográficas (SIG) como importantes ferramentas para identificar aspectos econômicos, ambientais e sociais determinantes. Dentro dessa premissa, o uso de índices espectrais é fundamental, pois pode apresentar significância na capacidade preditiva dos modelos. Quando se trata de performance, a literatura aponta o NDVI como um dos principais índices para identificar a vegetação. Essa sigla representa o índice de vegetação por diferença normalizada. Quando o índice é alto há uma alta reflectância na banda próxima ao infravermelho e baixa na banda do vermelho caracterizando uma assinatura espectral da presença de vegetação. Solos sem cobertura, espelhos d'água e construções apresentam índices baixos de NDVI, segundo Lillesland (2015). Conforme o mesmo autor o uso do NDVI é bem explorado para a associação à biomassa, mas também reflete o nível de clorofila, o índice de área foliar e a atividade fotossintética ativa na absorção da radiação pelo dossel e pela copa das árvores. Essa situação justificará o uso de imagens de janeiro a março neste projeto, enquanto as imagens de julho servirão como contraprova para classificações de coberturas consideradas desafiadoras.

O NIR representa a banda próxima ao infravermelho e reflete fortemente a presença de vegetação (Kumar; Arya; Jain, 2022), sendo usado na constituição de outros índices como do próprio NDVI. Já o SWIR é uma banda curta de infravermelho que auxilia na análise do estado fitossanitário da vegetação. Outro índice disponível é o GNDVI (Vegetação de Diferença Normalizada Verde), que conforme esses mesmos autores tem uma correlação linear com o índice de área foliar e a biomassa. Alguns outros índices como o RVI (índice da taxa de vegetação) e o NDMI (índice de umidade de diferença normalizada) também podem ser testados em algoritmos de predição.

Migrando para a modelagem de cenários futuros o *Cellular Automata* (CA) ou autômato celular foi desenvolvido por John von Neumann no âmbito da teoria da autorreprodução de autômatos, a qual veio a público em 1966. Com a integração à cadeia de Markov, passou a ter grande utilidade em simulações e predições de mudanças de *Land Use and Land Cover* (LULC), ou alteração do uso e cobertura do solo na paisagem (Parsa; Yavari; Nejadi, 2016;

Singh *et al.*, 2015). Em síntese, de acordo com Al-Bakri, Duqqah e Brewer (2013), Araya e Cabral (2010) e Wang, Wu e Xue (2004) o CA-Markov usa o LULC do passado e do presente, ou do período que se deseja estudar como referência, desde que seja mais recente que o primeiro e assim associa-se o período do intervalo entre esses 2 tempos com a probabilidade de transição entre as classes de LULC. Em seguida, de acordo com o estado próprio da célula (a classe) se tratando de raster, ou espaço de controle, de uma célula ou de um grid por exemplo, e dos estados das células vizinhas, em que todas são dirigidas por uma regra de influência da vizinhança para acontecer a transição do estado atual, ou não, dependendo também do estado que se encontram (Green, 1989). Assim a cada tempo acontece a atualização do estado. Por fim, as composições ou somatórios dos totais de cada classe ou estado são modeladas pela probabilidade de transição de Markov, que funciona como um elemento orientador para o modelo, fechando a dinâmica do CA-Markov.

É um procedimento computacional eficiente, o qual o tempo, o espaço e o estado são utilizados como variáveis discretas (Adamatzky, 1994) e categóricas, respectivamente, o que torna possível se trabalhar em resoluções espaciais elevadas, cujo *output* pode ser em formato geográfico. Condição ideal para representações em estudos ambientais (Gidey *et al.*, 2017).

### 2.3.2 Critérios ecológicos e topológicos da conectividade

Para realizar a contextualização da paisagem e da dinâmica ecológica da fauna e da flora, o primeiro passo é buscar uma associação entre a topologia dos fragmentos nativos na paisagem e a relação ecológica das interações entre eles. Essa análise baseia-se na teoria dos grafos, na qual é necessário buscar o impacto de cada fragmento na rede interligada de conexões entre fragmentos (Pascual-Hortal; Saura, 2006, 2007). A rede de conexão deve ser montada a partir de alguns parâmetros ecológicos, como a capacidade de dispersão e locomoção de uma determinada espécie em função da distância e da resistência oferecida por um determinado espaço percorrido no ambiente. Adriaensen *et al.* (2003), criaram uma métrica que realizou a junção desses dois parâmetros, o *Least Cost Path* (LCP). Com o LCP há a possibilidade de se definir as arestas do grafo ligando os nós, os quais são os fragmentos, também entendidos neste estudo como habitats. Dessa forma, é possível com a utilização de índices topológicos pertinentes encontrar a integração estrutural e funcional das conexões de uma rede de fragmentos (Calabrese; Fagan, 2004). Trata-se de um procedimento caracterizado como

elementar para a construção de corredores ecológicos e para a ampliação da área de habitat por meio de conexões entre fragmentos facilitando o fluxo de metapopulações na paisagem.

Em uma paisagem com um número elevado de fragmentos nativos existe a necessidade de se identificar os principais. Existem vários critérios a serem levados em consideração como selecionar os maiores seguindo a teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur; Wilson, 1967), maiores detentores de AGB, *stepping-stones* ou fragmentos trampolins, e/ou qualquer tipo de abordagem desejada. No entanto, com a utilização da Análise de Decisão Multicritério (MCDA) torna-se possível empregar cada um desses parâmetros com o intuito de implementar uma decisão de base holística (Talukder, 2017). Esse método é utilizado quando não é permitido adotar um único ponto de vista e/ou um foco em um único objetivo, desde que seja atribuído um peso a cada critério de forma coerente com o objetivo que se pretende alcançar (Campeol; Carollo; Masotto, 2017).

Complementarmente, a utilização da teoria do circuito elétrico para a conexão ecológica na paisagem, após a identificação de fragmentos prioritários é um método amplamente recomendado. A abordagem da teoria do circuito elétrico na ecologia da paisagem considera a própria paisagem como uma rede elétrica, na qual cada célula de raster que representa uma unidade de área funciona como uma resistência, representando a dificuldade, ou não, do fluxo gênico. Para isso, é necessário modelar um raster de custo de resistência, no qual o potencial de conexão é associado aos custos de deslocamento entre habitats. Dessa forma, a utilização dessa teoria permite identificar múltiplos caminhos entre habitats, realçando trajetórias redundantes e passagens paralelas de fluxos ecológicos (McRae *et al.*, 2016).

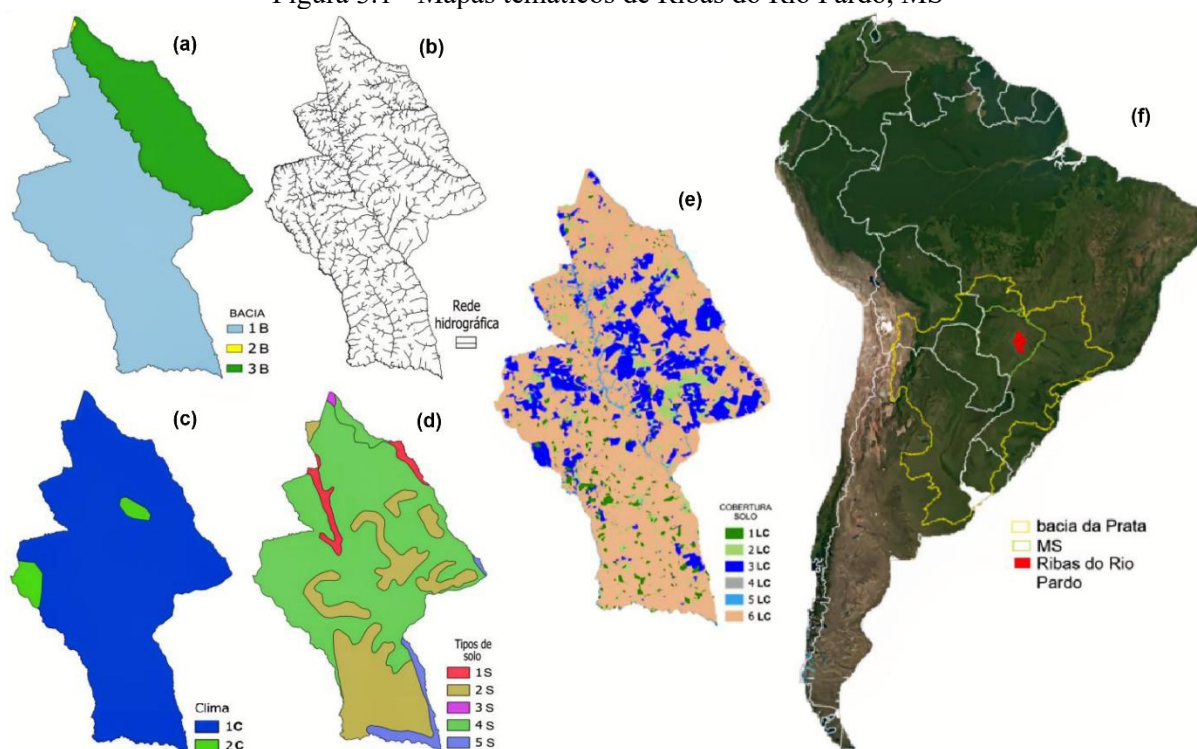
### **3 MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Área de estudo**

A área inicial de estudo compreende o município de Ribas do Rio Pardo (Ribas), localizado no Mato Grosso do Sul (MS). Este município está inserido em praticamente sua totalidade nas microbacias do rio Pardo e rio Verde e, em uma fração menor, na bacia do rio Taquari (FIGURA 3.1a). Numa visão macro, está inteiramente situada na bacia do rio da Prata, subdividida em quase toda a sua totalidade na bacia do rio Paraná e em uma parte ínfima da bacia do rio Paraguai remetendo à proximidade geográfica ao bioma Pantanal. De acordo com o IBGE (2024), a área total é de 17.315,212 km<sup>2</sup>. A vegetação local predominante pertence ao

bioma Cerrado, sendo revestida pela Savana Arborizada em grande parte e Savana Florestada em menor proporção, seguida de uma formação pioneira com influência fluvial em uma porção ainda menor. O município destaca-se também pela riqueza de grandes mamíferos (FIGURA 3.2) e de aves brasileiras emblemáticas. O clima da região é classificado como Cfa e Aw, conforme a classificação internacional de Köppen, com invernos pouco definidos e precipitação significativa em todos os meses do ano. Os solos predominantes incluem o neossolo quartzarênico órtico e, em menor grau, o latossolo vermelho distrófico. Outras classes de solo, como latossolo vermelho distroférico, planossolo hidromórfico distrófico e luvisolo crômico pálico, aparecem em pequenas proporções. Texturalmente, predominam solos arenosos, seguidos por solos de textura média e, em proporção menor, argilosos. O relevo é caracterizado, principalmente, por terrenos suave ondulados e planos.

Figura 3.1 - Mapas temáticos de Ribas do Rio Pardo, MS



Fontes: IBGE (a, b, c, d) e o autor (e, f). Imagem Google Earth (f).

Descrição da Figura 3.1: (a) compreende as 3 sub-bacias do rio Paraná (1B - rio Pardo, 2 B - rio rio Taquari e 3B rio Verde); (b) a rede hidrográfica; (c) apresenta uma diferença sutil de clima (1C - quente com média > 18 °C em todos os meses, 2C – subquente com média entre 15 e 18 ° C em pelo menos 1 mês); (d) a classificação do solo (1S - Latossolo vermelho Distroférico, 2S - Latossolo vermelho Distrófico, 3S - Luvisolo crômico Pálico, 4S - Neossolo quartzarênico Órtico e 5S - Planossolo hidromórfico Distrófico); (e) a classificação da cobertura do solo (LULC, 1LC - Cerrado Secundário, 2LC - Cerradão ou Clímax, 3LC - Reflorestamento industrial, 4 LC – Construção/infraestrutura, 5 LC - Recurso Hídrico e 6LC - Pastagem e matriz); (f) demonstra a localização territorial incluindo a abrangência da bacia da Prata e aponta a área de estudo, município de Ribas do Rio Pardo, na América do Sul.

A paisagem na região é um ambiente heterogêneo e complexo para se criar conexões ecológicas, principalmente por estar situada no epicentro da agricultura do país (Capoane; Fushimi, 2024). Há interesses econômicos concorrentes pelo uso da terra destacando-se as indústrias florestais, que disputam terras inclusive entre si e com ruralistas e indústrias agropecuárias. Há pouca terra ociosa, e o uso alternativo do solo tem um papel importante na economia local, quer seja para a produção de celulose, quer seja para o fornecimento de carne bovina, cujo rebanho supera 800 mil reses (IBGE, 2024a). Além disso, está próximo da capital do estado de Mato Grosso do Sul e vem se consolidando como uma região industrial estratégica. Nesse local, já estão consolidadas atividades de mineração, siderurgia, indústrias madeireiras e pecuária extensiva. No entanto, nos últimos anos a região passou por uma elevada transformação com a construção da maior fábrica de celulose de fibra curta do mundo em linha única (2,55 milhões t ano<sup>-1</sup>).

Figura 3.2 - Animais simbólicos do Cerrado em Ribas do Rio Pardo, MS.



Fonte: o autor

Descrição da Figura 3.2: na primeira Figura da parte superior é o Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus); na segunda Figura da parte superior é a Anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus); na primeira Figura da parte inferior é o Tatu-de-rabo-mole (*Cabassous unicinctus* Linnaeus) e por último na parte inferior o Tamanduá-de-colete (*Tamandua tetradactyla* Linnaeus).

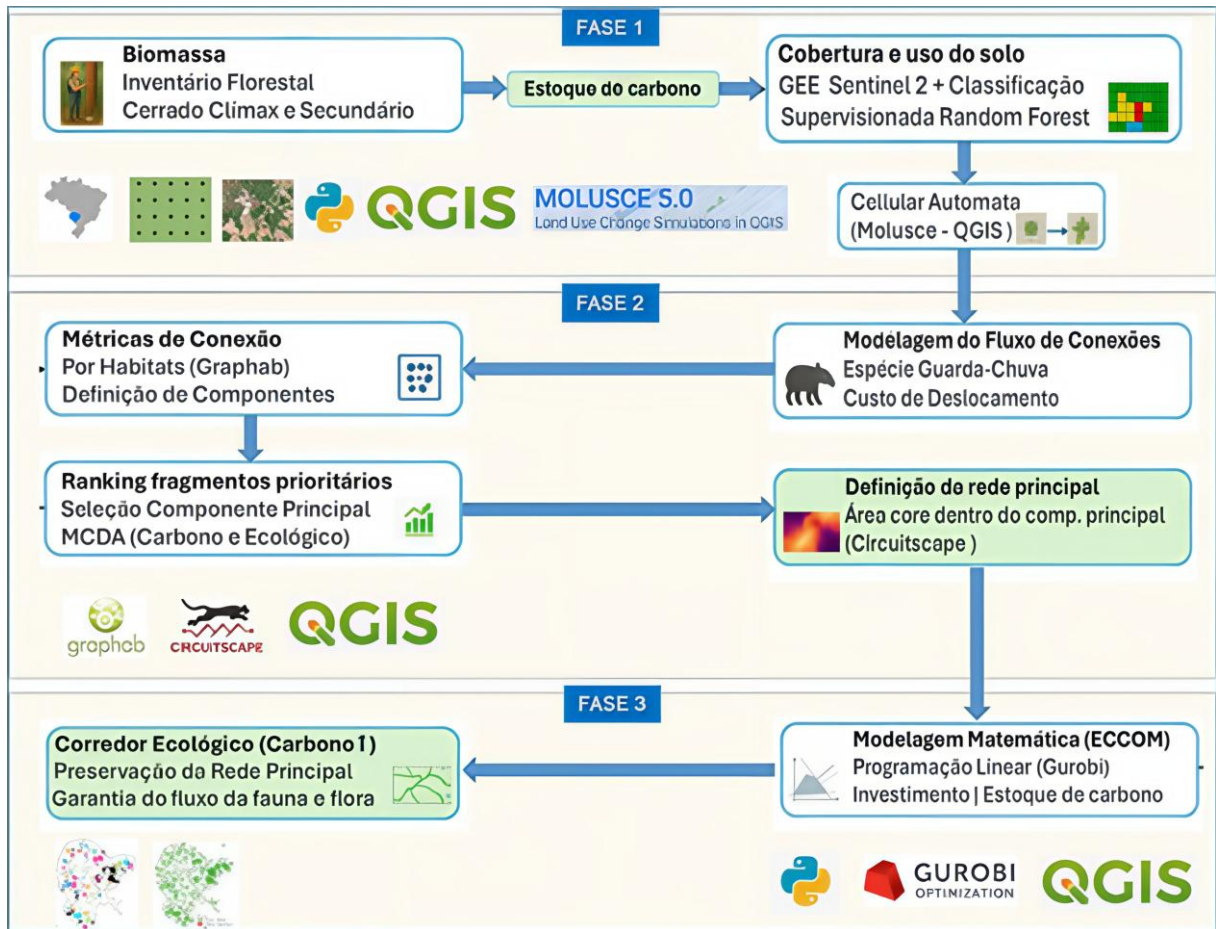
A região está inserida em um dos principais *hotspots* do planeta, o Cerrado. Bioma, cuja imensidão supera 2 milhões de km<sup>2</sup>, permeando todas as regiões do Brasil e parte de alguns países vizinhos, sendo a segunda maior formação florestal em biomassa na América do Sul. Contudo, sua área é a menos protegida por Unidades de Conservação entre os demais biomas brasileiros (Sano *et al.*, 2010). Segundo pesquisas nacionais há previsão de um crescimento

vertiginoso das atividades agropecuárias no país até 2040, sendo que, o Cerrado absorverá mais de 60% desse avanço (SECRETARIA DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS, 2015). Adicionalmente, o município está em contato com uma das sub-bacias mais importantes do Pantanal, a do rio Taquari outro bioma de biodiversidade extrema, porém menor e mais sensível às ações antrópicas do que o Cerrado. Oportunamente, a fauna local é composta por uma vasta diversidade de animais simbólicos do Cerrado, tais como a *Tapirus terrestris*, a *Puma concolor*, a *Panthera onca*, o *Mazama americana*, a *Cerdocyon thous*, a *Theristicus caudatus*, as *Ara ararauna* e *Ara chloropterus*, o *Nyctibius griseus*, o *Myrmecophaga tridactyla*, o *Tamandua tetradactyla*, o *Cabassous unicinctus*, o *Tayassu pecari*, dentre dezenas de outros. A Figura 3.2 apresenta alguns desses ícones silvestres registrados durante a execução do levantamento de campo deste estudo. Portanto, pelo fato dessa grande riqueza de fauna e flora encontrar-se parcialmente desprotegida, há a necessidade de se criar mecanismos de conservação com embasamento científico e possibilidade de aplicação prática.

### 3.2 ECCOM

O procedimento metodológico proposto visa à consolidação futura de um corredor ecológico continuamente conectado para atender a fauna, e ao mesmo tempo, maximizar o estoque de carbono na paisagem. Uma série de métodos consagrados na teoria da conectividade ecológica da paisagem e na modelagem matemática foi empregada, integrando-se em um fluxo de processamento (FIGURA 3.3). Portanto, esses dois pilares, fauna-carbono, se conectam para fortalecer o projeto de longo prazo, buscando garantir a sua consolidação e auxiliar a governança regional. Essa condição desafiadora é extremamente necessária para o melhor planejamento do uso da paisagem, e por isso precisa ser analisada sob diferentes óticas, sem deixar de incorporar ações de conservação a fim de mitigar possíveis desequilíbrios. O aspecto inovador da metodologia está na capacidade de integrar técnicas ecológicas com modelos de programação matemática, o que viabiliza a execução de projetos dessa natureza, permeando uma visão holística de todo o processo e explorando o melhor de cada técnica. Devido à carência de procedimentos científicos que absorvam todas essas temáticas simultaneamente, o presente trabalho propõe o *Eco-Carbon Corridor Optimization Modeling* (ECCOM), visando suprir essa lacuna.

Figura 3.3 - Fluxograma metodológico para a otimização da paisagem (ECCOM).



Fonte: elaboração da equipe.

O ECCOM proposto apresenta um total de três fases distintas, mas que se integram, fornecendo suporte até o planejamento final da paisagem. Assim, a primeira fase se inicia considerando o uso de uma base consolidada de biomassa, a partir do inventário florestal, e um levantamento preciso dos tipos de usos e coberturas do solo. Nessa mesma fase, a junção técnica das informações permite uma classificação completa da paisagem através dos procedimentos aplicados de modelagem de uso e cobertura do solo (LULC). Posteriormente, tem-se a geração de um cenário futuro via *Cellular Automata*. A segunda fase é baseada na análise da configuração estrutural e funcional dos fragmentos na paisagem, para identificar fragmentos potenciais a serem conectados pela rede de corredores. Nesse caso, tem-se o uso de índices de conexão ecológica apropriados e a aplicação da análise de decisão multicritério (MCDA). Esses fragmentos selecionados se conectados teoricamente garantirão o estoque de carbono e uma estrutura ecológica funcional robusta na paisagem. Finalizando essa etapa, cada conexão entre fragmentos é classificada pela teoria dos circuitos elétricos, o que aponta a efetividade do fluxo

da conectividade proposta e delimitada. Adotou-se a *Tapirus terrestris* (Anta) como espécie de referência, estabelecendo seu comportamento como modelo para o estabelecimento dos corredores. Por fim, a terceira fase envolve o uso da programação matemática aplicada na otimização da paisagem. Nesse momento, a modelagem envolve toda a governança para tomada de decisão. Um horizonte de planejamento (HP) é utilizado distribuindo os custos e estabelecendo restrições orçamentárias apropriadas, assim como, teto de gasto, penalizações em corredores que não propiciam um fluxo fluido, além da indexação de fragmentos essenciais (*core*) à rede única e contínua. As taxas de descapitalização e de perda de produtividade de acordo com a data de implementação do corredor também são manipuláveis no *input*. Os próximos itens detalham melhor o procedimento metodológico.

### **3.2.1 Fase 1: Modelagem de uso e cobertura do solo e inventário florestal**

O estoque de carbono dos remanescentes florestais é o principal pilar do modelo e por isso, precisa ser predito na paisagem. Essa variável é um pré-requisito da rede ecológica a ser projetada, o que depende de valores de referência locais da paisagem. Assim, um inventário florestal foi realizado considerando os estratos de vegetação presentes, sendo instalada 113 parcelas de 2.500 m<sup>2</sup> (50m x 50m) com os vértices georreferenciados. O critério de medição considerou todas as árvores com circunferência à 1,30 m de altura do solo ( $CAP \geq 15,7\text{cm}$ ) e a altura total (HT). A distribuição das parcelas buscou representar bem os ambientes e a vegetação, de modo que todos os tipos fisionômicos foram cobertos de forma representativa. As espécies foram identificadas a partir da confecção de exsicatas e posterior consulta a especialistas. A quantificação da biomassa aérea das árvores (AGB) foi estimada pela equação Pantropical desenvolvida por Chave *et al.* (2014). Espécies sem identificação botânica, ou sem referência sobre sua densidade da madeira, considerou-se a utilização da média da densidade básica das espécies do inventário florestal. Utilizou-se um fator de 0,47 para a conversão de AGB para carbono (UNFCCC, 2015). Todas as ações visam conhecer a dinâmica da AGB na paisagem (2016 e 2024), sendo associadas às classes de Cerrado.

A partir do inventário florestal identificou-se o potencial efetivo das variações do Cerrado e a definição dos estágios sucessionais, bem como as outras classes de uso e cobertura do solo que o circundam, permitindo traçar um panorama contextualizado da dinâmica da paisagem. Logo, as categorias de cobertura do solo definidas foram: 1) Cerrado clímax; 2): Cerrado secundário; 3) Reflorestamentos – gêneros *Eucalyptus sp.* e *Pinus sp.* (menor fração);

4) Construção – estabelecimentos comerciais, industriais e residenciais, infraestruturas e as vias de mobilidade (estradas); 5) Corpos d'água – represas e cursos d'água corrente; e 6) Área Sem Floresta – uma classe que aborda áreas sem uma cobertura florestal definida, como lavouras, pastagens (limpas, arborizadas, ou abandonadas), áreas degradadas e de solo exposto, campo Cerrado (limpo e sujo), Cerrado em regeneração e várzeas que lembram veredas degradadas. As imagens temporais foram acessadas no *Google Earth Engine* (GEE) com licença acadêmica, levando em consideração o *Harmonized Sentinel-2 MSI: MultiSpectral Instrument, Level-1C* (TOA) no período de 01 de janeiro a 31 de março de 2016 e 2024, um período do ano marcado pela grande produção fotossintética no hemisfério sul. A porcentagem máxima de nuvem admitida foi de 10%, sendo realizada uma classificação supervisionada para os dois períodos analisados pelo algoritmo *Random Forest*. A acurácia da classificação levou em consideração a matriz de confusão, onde se extraiu a acurácia global e o índice Kappa.

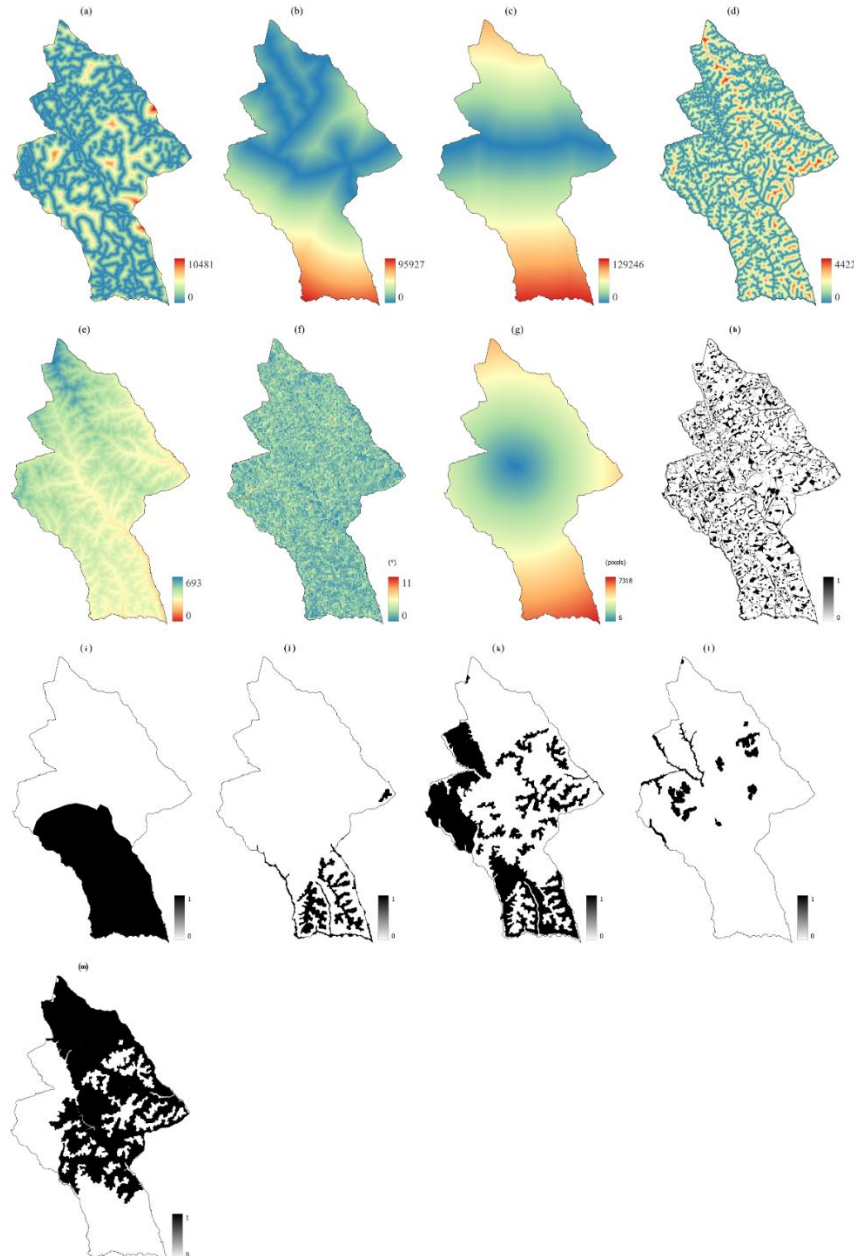
Uma vez estabelecida a classificação da cobertura do solo nos dois períodos, empregaram-se essas duas classificações como *inputs* no Autômato Celular (*Cellular Automata - CA*) para a projeção do LULC (2040) através do *plugin* Molusce 4.2.1 (NEXTGIS, ASIA AIR SURVEY) do QGIS 3.34.10-Prizren. Nesse contexto, padronizaram-se em tamanho exato ao da cobertura do solo gerada pelo GEE sete variáveis espaciais contínuas (1 - Modelos Digital de Elevação, 2 - Declividade, 3 - Distâncias da Rodovia Federal, 4 - Distâncias das Rodovias Estaduais, 5 - Distâncias das Estradas Vicinais, 6 - Distâncias da Fábrica e 7 - Distâncias dos Corpos d'água) e seis variáveis binárias (4 variações de relevo conforme o IBGE, além da presença/ausência de APP e RL e, por último, de APA), detalhados na Figura 3.4. Na sequência, foi realizada uma análise exploratória dessas variáveis a fim de visualizar a correlação de Pearson entre elas, para a eliminação de colinearidade (ANEXO A). A modelagem então combina Cadeia de Markov com Autômato Celular, orientado por Rede Neural.

A cadeia de Markov analisa dois períodos históricos de uso do solo para calcular probabilidades de transição e projetar quantitativamente a composição futura das classes de uso do solo.

Assim, essas probabilidades servem como um direcionamento para o CA. Este, por sua vez, define onde essas mudanças ocorrem espacialmente, usando a Rede Neural, que foi treinada com variáveis ambientais e validada por métricas como o índice Kappa para determinar como os *drivers* e a vizinhança influenciam cada transição. Isso significa que as células *raster* vizinhas influenciam a transição, ou não, de uma célula alvo de uma classe para outras. Essa intervenção na transição é dirigida pelo aprendizado de máquina, sendo estocástica e ponderada

pelos *drivers*. Um gráfico residual como métrica da avaliação de performance desse aprendizado é gerado. As projeções temporais subsequentes são realizadas, em que o processo se repete considerando, obrigatoriamente, a cadeia de Markov com base no período projetado, ponderando a probabilidade espacial ajustada pela Rede Neural. Inicialmente, cada intervalo equivale à diferença da escala temporal, que, neste estudo, foi de oito anos.

Figura 3.4 – Variáveis espaciais de *input* no Molusce.



Fontes: IBGE (e, f, j, k, l, m) e autor (g) e adaptação das camadas do Portal de Informações e Geoposicionamento de Mato Grosso do Sul (a, b, c, d, i).

Descrição da Figura 3.4: variáveis contínuas: (a) distância contínua das estradas vicinais (0 a 10.481 m); (b) distância contínua das rodovias estaduais (0 a 95.927 m); (c) distância contínua da rodovia federal (0 a 129.246 m); (d) distância contínua dos cursos d'água (0 a 4422 m); (e) modelo digital de elevação

(0 a 693 m); (f) declividade (0 a 11°); (g) distância contínua da fábrica de celulose (0 a 7318 pixels). Variáveis categóricas de saída binária: (h) presença de APP e RL; (i) presença de unidades de conservação; (j) relevo plano; (k) relevo plano e suave ondulado; (l) relevo suave ondulado e ondulado; (m) relevo suave ondulado e plano. De (j) a (m) são classificações de declividade/relevo (Pedologia/uso da terra de IBGE, 2015).

### 3.2.2 Fase 2: Modelagem do fluxo de conexão na paisagem e sua resistência à fauna

A definição de corredores ecológicos, em uma paisagem, demanda uma compreensão abrangente de seus constituintes estruturais e funcionais. Esses elementos de conexão desempenham um papel crucial na manutenção do fluxo gênico, não apenas para a fauna, mas também para a vegetação, assegurando a continuidade dos processos ecológicos em escalas espaciais e temporais (Baguette *et al.*, 2013). No caso específico da fauna, cuja movimentação é mais dinâmica e está intrinsecamente ligada a habitats particulares de cada espécie, a delimitação e o posicionamento desses corredores devem ser estrategicamente planejados (Jordán, 2000). Fatores como a permeabilidade da matriz, a disponibilidade de recursos e a sensibilidade das espécies a distúrbios antrópicos influenciam diretamente a eficácia dessas rotas de dispersão. Paisagens antropizadas, marcadas por atividades humanas como urbanização, agricultura e fragmentação florestal, impõem desafios adicionais à movimentação da fauna (Rosenberg; Noon; Meslow, 1997). Essa equação é única para cada espécie e de implementação científica complexa.

Assim, dada a ampla gama de variáveis que influenciam o dimensionamento e a alocação de corredores ecológicos, este estudo optou por focar em uma espécie-guarda-chuva (Epps *et al.*, 2011; Breckheimer, 2014), a *Tapirus terrestris* (Anta), sendo o maior mamífero terrestre do território brasileiro (Padilla; Dowler, 1994; International Union for Conservation of Nature, 2008). Ela apresenta uma ampla presença no território sul-mato-grossense, em especial na área de estudo, percorrendo normalmente diferentes tipos de vegetações sem enfrentar grande resistência (Medici, 2007). É uma exímia dispersora de sementes e contribui diretamente para a regeneração de habitats nativos, devido a sua característica frugívora e grande habilidade de percorrer grandes distâncias, sendo uma espécie chave para a consideração de corredores ecológicos baseados em recrutamento e regeneração natural (O’Farrill; Galetti; Campos-Arceiz, 2013).

### 3.2.2.1 Parametrização dos custos de resistência na paisagem

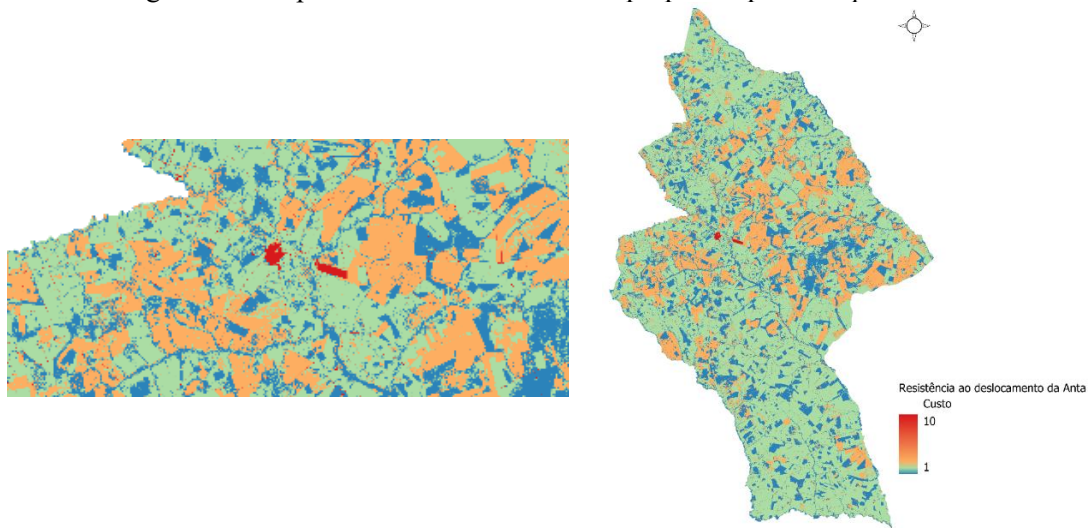
A paisagem estudada (1,7 milhões de hectares) apresenta um total de 1.790 fragmentos de vegetação nativa com áreas variadas, sendo 92% deles maiores que 16 ha, dentre esses, apenas 43 fragmentos possuem área acima de 1.000 ha. Devido à complexidade nas análises e esforço computacional exigido, optou-se por trabalhar em uma área reduzida que representa 30% do total (525.400 ha), porém estratégica e denominada de área de estudos avançados (AEA). A região selecionada é um local representativo da paisagem original, sendo ideal para testar o protótipo e projetar a construção de um grande corredor ecológico.

A definição dos corredores potenciais considerou os riscos e oportunidades sobrepostos ao comportamento da Anta. Assim, inicialmente, adotou-se uma abordagem que discriminasse cada tipo de cobertura do solo contido na paisagem, pois cada um deles apresenta um padrão distinto de resistência à mobilidade, risco de sucesso e sobrevivência. Portanto, diferentemente do uso da distância euclidiana, adotou-se uma distância ponderada (por pesos) com base em cada classe de uso do solo, inspirada no *Least Cost Path* (LCP), desenvolvido por Adriaensen *et al.* (2003). Os pesos adotados foram considerados a partir de testes iniciais, sendo uma tentativa de expressar uma resistência técnica incrementada ao deslocamento na paisagem de forma mais realista. Assim, o menor custo de deslocamento é entendido como o deslocamento mínimo entre todos os fragmentos da paisagem, desde que, não supere um custo máximo (Adriaensen *et al.*, 2003). Logo, o custo/classe de deslocamento foi estabelecido como peso 1 para o Cerrado clímax, Cerrado secundário e corpos d'água (sem resistência ou risco a espécie); peso 2 às Áreas Sem Floresta, que compreende uma mistura de pastagem e áreas de Campo Cerrado, Cerrado em regeneração, áreas degradadas, várzeas e agricultura; peso 3 para o Reflorestamento, já que representa áreas extensivas na paisagem nas quais o deslocamento pode ser infortunado. Esses locais oferecem ainda uma condição de escassez de recursos alimentares à espécie. Por fim, peso 10 para áreas de construção e infraestrutura, devido às consequências do risco de vida do animal. A Figura 3.5 representa uma visualização geral da distribuição dos custos de resistência propostos para o protótipo Anta.

É necessário então associar o custo de deslocamento à distância que a espécie pode transitar, e nesse caso, adotou-se uma distância máxima limite de 1.627 m (8,31 km<sup>2</sup>), que representa a extensão média do raio de vida da espécie *Tapirus terrestris* (Medici, 2022). A extrapolação dessa condição foi realizada a partir da matriz raster, sendo associada ao valor 158, que está associado a 1.627 m, relação explicada na Figura 3.6. Em suma, esse valor utiliza

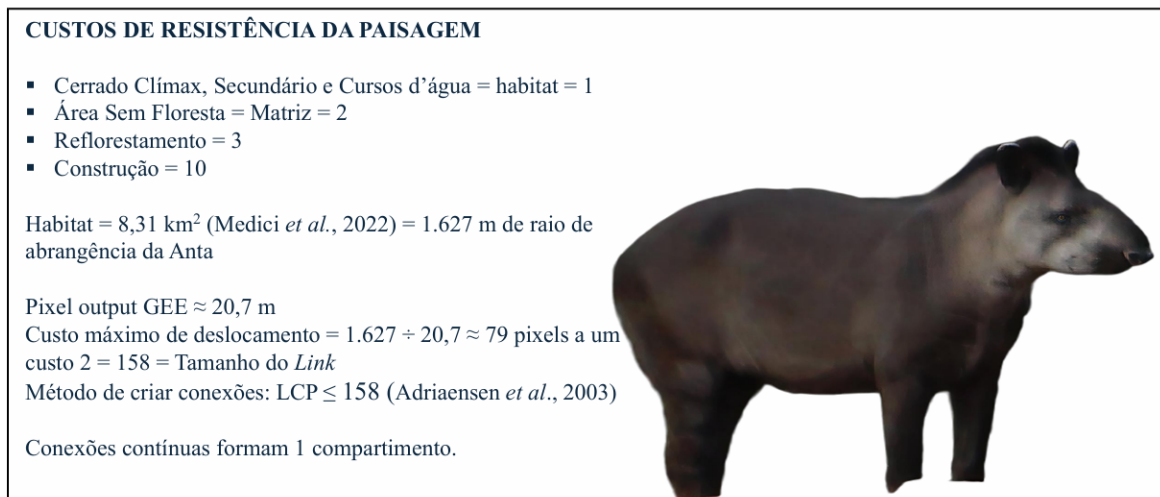
a distância coberta pela resolução do pixel multiplicado pelo custo da resistência. Definido esse custo máximo de distância, o *software* Graphab 3.0.3 (Foltête *et al.*, 2021) encontra os *links* ou projeta conexões com o LCP, ou seja, o menor custo possível. Assim, os pares de fragmentos que superarem o custo máximo de distância permanecem sem conexão.

Figura 3.5. Mapa dos custos de resistência propostos para a *Tapirus terrestris*.



Fonte: o autor.

Figura 3.6. Espécie alvo para a conexão da paisagem: Anta (*Tapirus terrestris*).



Fonte: o autor.

No Graphab, a partir do custo máximo de deslocamento da Anta, foram gerados os componentes, os quais correspondem à área de abrangência de um conjunto de fragmentos ou habitats conectados por *links* (limitados à distância de dispersão máxima de uma espécie ou ao custo máximo) de forma contínua, sem desconexão (Foltête; Clauzel; Vuidel, 2012). Em outras palavras são sub-redes na paisagem importantes para a compreensão da conectividade estrutural

e funcional da espécie alvo, pois apontam estruturas nas quais o fluxo ecológico tende a ser contínuo. A partir do momento em que se encerra uma rede conectada e se inicia outra, esse outro conjunto é entendido como um novo componente. A conexão é encerrada quando o custo de resistência entre fragmentos de duas ou mais redes exceder o LCP máximo. Dessa forma, a parametrização do custo de resistência determinará a configuração de compartimentos na paisagem e essa parametrização mudará de espécie para espécie dependendo da posição na cadeia alimentar, do porte e da capacidade de dispersão da espécie analisada (Koen *et al.*, 2012).

### 3.2.2.2 Seleção dos fragmentos prioritários à conexão

No entendimento da estrutura da paisagem, em nível de fragmento, considerou um ranking de importância de cada fragmento, e a partir disso, estabeleceu-se a rede conectada por corredores. Um total de quatro índices de conexão da paisagem foi calculado para identificar a importância de cada fragmento, empregando o uso do *software* Graphab 3.0.3 (Foltête *et al.*, 2021), sendo:

a) *Probability of Connectivity (PC)* e *delta Probability of Connectivity (dPC)*: o índice base *PC* (Eq. 1) é um índice criado por Saura e Pascual-Hortal (2007), o qual representa a probabilidade de movimento entre dois fragmentos, dependendo da distância máxima estimada de dispersão da espécie, entregando um parâmetro global. No caso do *dPC*, quanto maior o valor, maior a importância do fragmento para a conectividade funcional ou probabilidade real de dispersão (Eq. 1.1).

$$PC = \frac{1}{A^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j e^{-ad_{ij}} \quad [1]$$

Descrição da Equação [1]:  $i$  = fragmento,  $j$  = outro fragmento,  $A$  = área de estudo,  $n$  = número de fragmentos,  $a$  = área do fragmento,  $e^{-ad_{ij}}$  = probabilidade de movimento entre dois fragmentos  $i$  e  $j$ ; valor mínimo = 0, valor máximo = 1.

$$dPC_i = \frac{PC - PC_{remove(i)}}{PC} \times 100 \quad [1.1]$$

Descrição da Equação [1.1]:  $PC_{remove(i)}$  seria o valor de  $PC$  sem o fragmento  $i$ ; valor mínimo = 0, valor máximo = 1.

b) *Integral Index of Connectivity (IIC)* e *Delta Integral Index of Connectivity (dIIC)*: o *IIC* é um índice que mede a estrutura global da paisagem ponderando a área de fragmentos e a

distância dos *links* da espécie selecionada (Eq. 2). É baseado na ausência e presença de conexões, portanto é um atributo binário e determinístico, criado por Pascual-Hortal e Saura (2006). Quanto maior, mais conectada está a paisagem. O *dIIC* possui uma abordagem semelhante ao *dPC* (Eq. 2.1).

$$IIC = \frac{1}{A^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i a_j}{1 + nl_{ij}} \quad [2]$$

Descrição da Equação [2]:  $i$  = fragmento,  $j$  = outro fragmento,  $A$  = área de estudo,  $n$  = número de fragmentos,  $a$  = área do fragmento,  $nl_{ij}$  = número de *links* no mesmo *path*; valor mínimo = 0, valor máximo = 1.

$$dIIC_i = \frac{IIC - IIC_{remove(i)}}{IIC} \times 100 \quad [2.1]$$

Descrição da Equação [2.2]:  $IIC_{remove(i)}$  seria o valor de  $IIC$  sem o fragmento  $i$ ; valor mínimo = 0, valor máximo = 1.

c) *Current Flux (CF)*: métrica inspirada na teoria do circuito elétrico. Desenvolvida por Girardet (2015) é uma métrica local (por fragmento) e determinística, a qual considera todos os possíveis *paths*, ponderados pela resistência, medindo a corrente que passa por um fragmento ou nó (Eq.3).

$$CF = \sum_j^n c_i^j \quad [3]$$

Descrição da Equação [3]:  $i$  = fragmento,  $j$  = outro fragmento,  $c_i^j$  = representa a corrente que passa pelo fragmento  $i$  quando as correntes são enviadas de todos os fragmentos exceto do fragmento  $j$  que é o fragmento terra, ou conectado ao solo,  $\alpha$  = pára o movimento baseado em LCP e  $\beta$  = expoente que dá mais ou menos capacidade; valor mínimo = 0, valor máximo =  $(n - 1)(n - 2)$  se  $\beta = 0$ ,  $(n - 2) \sum_i^{n-1} a_i$  se  $\beta = 1$

d) *Betweenness Centrality (BC)*: criado por Bodin e Saura (2010) é outro índice local crucial que aponta qual fragmento é a ponte crítica. Mede o quanto um fragmento é essencial como *stepping stone*, ou intermediário, entre outros fragmentos. É baseado no número de caminhos mais curtos (*paths*) entre pares de fragmentos, que passam por um fragmento. Quanto maior o valor, mais estratégico é o fragmento para conectar outros fragmentos. Possui característica probabilística (Eq. 4).

$$BC_i = \sum_j \sum_k a_j^\beta a_k^\beta e^{-\alpha d_{jk}} \quad [4]$$

Descrição da Equação [4]:  $i$  = fragmento foco,  $k$  = fragmento,  $j$  = outro fragmento,  $e^{-ad_{kj}}$  = probabilidade de movimento entre dois fragmentos  $k$  e  $j$ ,  $n$  = número de fragmentos, e  $\beta$  = expoente que dá mais ou menos capacidade e  $P_{jk}$  = representa todos os fragmentos que foram cruzados no menor *path* entre os fragmentos  $j$  e  $k$ ; valor mínimo = 0, valor máximo = o valor do total da área de habitat ao quadrado.

Enquanto as Equações [3] e [4] são índices locais, as equações [1.1] e [2.1] são consideradas deltas, isto é, representam a contribuição marginal de cada fragmento ao índice, seja ele  $dPC$  ou  $dIIC$ . Ambas as expressões quantificam o quanto a conexão é reduzida quando um fragmento  $i$  é removido da paisagem. Portanto, as Equações [1] e [2] são as representações matemáticas para compor as Equações [1.1] e [2.1], que na verdade representam um *output* individual por fragmento para o índice, o que, juntamente com as Equações [3] e [4] formam o conjunto de métricas, as quais serão utilizadas no processamento a seguir. A inclusão da variável biomassa contida em cada fragmento também foi levada em consideração. Essa fusão entre o carbono estocado e os índices de conexão da paisagem foi a base para a aplicação do método *multi-criteria decision analysis* (MCDA), que auxilia na tomada de decisão quando existem múltiplos critérios (Gounaridis; Zaimes, 2012). Aplicou-se, então, um método híbrido formado por regras não compensatórias, em que metade dos critérios foi probabilística e a outra metade, determinística. Foram realizadas diversas parametrizações com o efeito de experimentação, além da normalização de cada índice de forma independente. A forma como está apresentado obteve a maior consistência, inclusive convergindo com outras parametrizações. Assim, os critérios (C) foram estabelecidos em:

- a) selecionar fragmentos com maior estoque de carbono (peso), quando associados aos índices de conexão (Eq. 5).

$$C_1 = 0,5\text{Biomassa} + 0,125dPC + 0,125dIIC + 0,125CF + 0,125BC \quad [5]$$

- b) manter a estrutura e a integridade da rede principal de fragmentos (Eq. 6) frente a área do fragmento.

$$C_2 = 0,45dPC + 0,45dIIC + 0,1\text{ÁreaFragmento} \quad [6]$$

- c) manter os fragmentos poleiros e os que são conexões críticas na paisagem (Eq. 7).

$$C_3 = 0,6BC + 0,2dPC + 0,1dIIC + 0,1CF \quad [7]$$

- d) manter os fragmentos que tendem a ter uma movimentação intensa da fauna (Eq. 8).

$$C_4 = 0,7CF + 0,15BC + 0,15dPC \quad [8]$$

Assim, para garantir um equilíbrio entre os quatro critérios, em termos de escala e magnitude, seus valores foram normalizados (Eq. 9), para cada fragmento  $j$ . Após a consolidação dos fragmentos mais importantes por abordagem, os mais representativos foram definidos como prioritários. Após a identificação dos fragmentos prioritários estabeleceu-se um *buffer* de 10 km para delimitar a AEA, que contempla esse conjunto de fragmentos.

$$Nx_j = \frac{x_j - \min_i}{\max_i - \min_i} \quad \forall i; \forall j \quad [9]$$

Descrição da Equação [9]:  $x_j$  = valor do índice para o fragmento  $j$ .

### 3.2.2.3 Definição do fluxo e penalização dos deslocamentos no corredor

A Teoria dos Circuitos (*circuit theory*) é uma teoria relativamente recente na Ecologia de Paisagem (McRae *et al.*, 2008), que visa identificar múltiplas vias de menor custo para o deslocamento da fauna de forma omnidirecional, diferentemente de abordagens baseadas em caminhos únicos. Essa teoria modela a paisagem como um circuito elétrico, no qual os habitats são representados como nós, e as rotas de dispersão como condutores, possibilitando a simulação do fluxo ecológico em função da resistência da matriz. Nessa análise, foi utilizado o *software* Circuitscape 4.0 (McRae; Shah; Mohapatra, 2013) para mapear a corrente elétrica existente na paisagem. Adotou-se o método *pairwise* entre todos os nós dos fragmentos prioritários. Esse procedimento permite identificar áreas com maior concentração de corrente elétrica, as quais representam zonas preferenciais de passagem da fauna. Valores reduzidos de corrente, geralmente associados a locais mais afastados dos nós ou a áreas de maior resistência, simbolizam conexões dificultadas. Em contrapartida, valores elevados de corrente indicam maior probabilidade de fluxo de organismos, refletindo uma maior facilidade de deslocamento na paisagem (Dutta; Sharma; Cushman, 2024).

Para integrar e sintetizar os valores de corrente elétrica distribuídos em múltiplas células raster, com amplitudes distintas, foi desenvolvida uma métrica específica capaz de resumir essas informações ao nível do corredor. Essa métrica foi normalizada e denominada como Índice de Eficiência e Estabilidade de Corrente Ajustada e Normalizada (IECAN), sendo calculada pela multiplicação da frequência de ocorrências dentro do corredor ( $CS_{count}$ ) com a média da corrente ( $CS_{mean}$ ) dessas ocorrências, penalizada pelo desvio padrão ( $CS_{std}$ ) acrescido

de uma unidade (Eq.10). O valor resultante, após normalização, corresponde ao IECAN (Eq. 11), cujo objetivo é favorecer corredores funcionalmente mais estáveis. Os corredores cujos valores se situaram no primeiro quartil da distribuição foram penalizados, sendo considerados de baixa eficiência de conectividade. Geralmente, são corredores que somente são selecionados se imprescindíveis, para cumprir um objetivo, ou obrigatórios para conectar uma rede única.

$$CS_{efficiency}^k = \frac{CS_{count}^k \times CS_{mean}^k}{1 + CS_{std}^k} \quad [10]$$

Descrição da Equação [10]:  $k$  = corredor.

$$IECAN = \frac{CS_{efficiency}^k - min}{max - min} \quad [11]$$

### 3.2.3 Fase 3: Programação matemática

Do ponto de vista ecológico, o estabelecimento via recomposição, de todos os corredores que compõem a rede de fluxo principal seria o cenário ideal, independentemente de redundâncias. Contudo, quando um cenário econômico é considerado, nem sempre essa condição é factível, pois usualmente um projeto antes de ser implementado demanda planejamento orçamentário prévio. Nesse contexto, a alocação de recursos sob restrição orçamentária (*budget constraint*) precisa ser otimizada. Assim, foi proposto um modelo matemático de Programação Linear Inteira Mista (MILP) com o objetivo de consolidar a seleção de corredores ecológicos entre os fragmentos prioritários da Área de Estudos Avançados (AEA), maximizando o estoque de carbono sob um limite orçamentário. Nessas áreas, a recomposição da vegetação foi definida por condução da regeneração natural, ou regeneração natural assistida, conforme descrito na Tabela 3.1. Adotou-se uma largura padrão de 30 m para os corredores, com comprimentos variáveis, conforme a configuração espacial de cada conexão ecológica. Os custos foram baseados em dados da *The Nature Conservancy* (Benini; Adeodato, 2017) e atualizados para os valores atuais em dólares. Um valor de US\$ 352,73·ha<sup>-1</sup> foi incorporado para a aplicação de herbicida na eliminação das árvores dos reflorestamentos de eucalipto, sendo este o único custo não originalmente contemplado pela fonte de referência. O custo anual de manutenção já está incorporado à atividade de coroamento, a qual deve ser realizada do primeiro ao quinto ano após a implantação do corredor.

Foi definido um horizonte de planejamento (HP) de seis anos, compreendendo o período de 2025 a 2030 (FIGURA 3.7), considerado adequado para a estruturação completa dos corredores ecológicos selecionados. A discretização temporal é um elemento-chave para a viabilidade operacional do projeto. Os custos anuais foram descapitalizados a partir do ano um, assumindo-se uma taxa de desconto de 10% ao ano, sendo esses valores associados às variáveis das restrições do modelo (Restrições 3 e 4). Da forma análoga, os corredores implementados após 2025 sofrem um desconto de 3% ao ano na expectativa de produção de biomassa aérea em 2040. Os valores estimados de estoque aéreo de carbono para 2040, considerando áreas conduzidas em 2025, são de 17,86 Mg C·ha<sup>-1</sup> (38,0 Mg·ha<sup>-1</sup> de AGB) para Área Sem Floresta e 12,69 Mg C·ha<sup>-1</sup> (27,0 Mg·ha<sup>-1</sup> de AGB) para Reflorestamento. Esses valores representam uma expectativa otimista, assumindo que o Cerrado sob condução assistida evolua para uma formação secundária funcional. O maior valor associado à classe Área Sem Floresta justifica-se pelo fato de essa classe incorporar áreas já em regeneração.

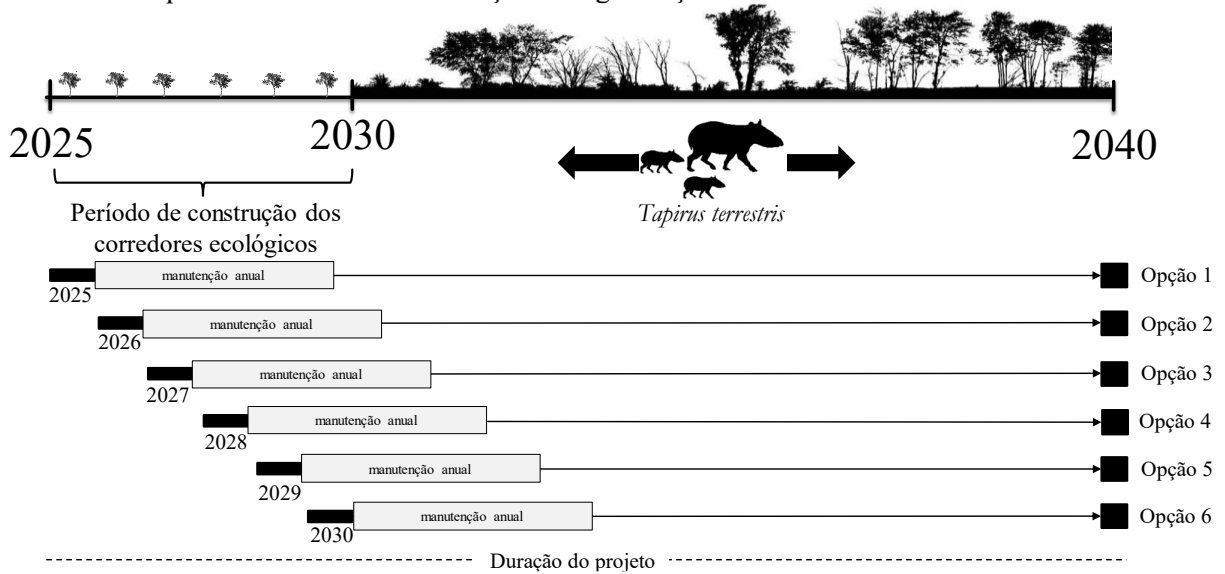
Tabela 3.1 - Distribuição temporal dos custos na condução da regeneração do Cerrado

Conteúdo	Descrição das atividades	Ano	Custo (US\$/ha)
Detalhado	Controle de formigas cortadeiras	1º	58
	Coroamento	1º até 5º	257
	Roçada	1º	1.264,00
	Adubação de cobertura	1º	99
	Herbicida2*	1º	352,73
	Custo de um metro de cerca	1º	5,62
	Formicida	1º	59
Resumido	Pastagem e lavoura	1º até 5º	<b>1.737,00</b>
	Reflorestamento	1º até 5º	<b>2.089,73</b>

Fonte: Economia da restauração florestal. **The Nature Conservancy** (2017), adaptado pelo autor.

Descrição da Tabela 3.1: esses custos são estimados para a recomposição do Cerrado dos corredores ecológicos projetados via a condução da regeneração natural.

Figura 3.7. Estruturação das regras de construção dos corredores ecológicos e sua manutenção até o ano o quinto ano de vida da condução da regeneração.



Fonte: elaboração da equipe.

Essa proposta vai além da geração de uma arborescência mínima como observado no trabalho de Bond (2003), baseado no *Steiner Tree Problem* (STP), cujo objetivo é a ampliação de uma rede de fragmentos conectados a um custo mínimo. No caso desse estudo a maximização do estoque de carbono conservado integra explicitamente a função objetivo. O modelo então se espelha no *Prize-Collecting Steiner Tree Problem* (PCSTP). O PCSTP busca maximizar sua função objetivo a partir de um equilíbrio entre prêmios (benefícios) e penalidades (custos), permitindo que a inclusão de nós seja de uma forma ótima, desde que o benefício supere o custo da conexão (Goemans; Williamson, 1995). Assim como o STP, o PCSTP permite a inclusão de nós intermediários (*Steiner nodes* ou fragmentos selecionados para compor a rede), além dos nós terminais (fragmentos principais), de modo que a rede resultante seja uma árvore única e acíclica que minimiza o custo total de conexão (Winter, 1987; Hwang; Richards; Winter, 1992). Entretanto, o PCSTP se diferencia ao permitir que a inclusão de um nó seja uma decisão calculada, avaliada com base no prêmio associado a esse nó. O fragmento, ou nó, será conectado apenas se o benefício compensar o custo da ligação. Além disso, o modelo introduz o conceito de penalização, aplicado a nós ou conexões cuja contribuição líquida é baixa, garantindo que apenas ligações compensatórias sejam selecionadas (Goemans; Williamson, 1995). Nesse contexto, as variáveis associadas aos nós e às arestas são binárias, indicando a seleção ou não de cada elemento da rede. Como exemplo, no caso do STP, apenas as arestas são tratadas como variáveis inteiras, enquanto, o PCSTP

introduz também variáveis binárias para os nós. Outras grandezas, como o estoque aéreo de carbono, são representadas por variáveis contínuas.

No entanto, o modelo proposto não é um PCSTP canônico, tem fundamentos topológicos baseados no modelo Dantzig–Fulkerson–Johnson (DFC) também. A característica *flow-based connectivity constraint* do DFC força a construção de apenas um componente. E, por outro lado, não é também um DFC canônico, porque não necessita conectar todos os nós da paisagem apenas alguns, ao contrário do DFC, sendo essa uma característica do PCSTP. Além do mais, integra outros modelos além dos dois principais como *Budget-Constrained Network Design Problem* (BCD) desenvolvido por Dilkina e Gomes (2010), no qual existe um teto orçamentário para a construção de uma rede ecológica única e isso garante a aplicabilidade em um horizonte de planejamento e o modelo desenvolvido por Demain *et al.* (2008) *Node-Weighted Connected Subgraph Problem* (NWCS) em que cada nó (fragmento) selecionado tem uma recompensa seja ecológica ou financeira, representada neste estudo pelo estoque de carbono.

Compilando essas abordagens, o modelo desenvolvido é tipicamente híbrido e monoobjetivo, mas que atua sob uma lógica multiobjetiva implícita, balanceando múltiplos benefícios ecológicos e mitigadores da mudança do clima de forma hierarquizada, cujas adaptações o fazem único, portanto, denominado *Eco-Carbon Corridor Optimization Modeling* (ECCOM).

O modelo ECCOM apresenta três variáveis de decisão binárias. A variável  $x_{ij,t}$  controla a implementação temporal ( $t$ ) do corredor ecológico entre os fragmentos  $i$  e  $j$  pertencentes ao grafo. Enquanto  $y_{ij}$ , representa a existência estrutural de cada corredor na rede, atuando de forma implícita na função objetivo e explícita nas restrições de consistência. A variável  $z_p$  indica a ativação dos fragmentos na rede conectada, sendo fundamental para a contabilização de biomassa e para a imposição das restrições de conectividade. As demais variáveis são contínuas. A seguir, a notação matemática desse modelo.

#### Conjuntos e índices

- $V$ : conjunto de fragmentos (nós)
- $E$ : conjunto de corredores candidatos (arestas não dirigidas)
- $\rightarrow$
- $E$  : conjunto dirigido (duas direções para cada  $\{i, j\} \in E$ )
- $P_{main} \subseteq V$ : conjunto de fragmentos principais (*core*)

- $T = \{2025, \dots, 2030\}$ : anos do horizonte de planejamento
- $\delta(p)$ : conjunto de corredores incidentes ao fragmento  $p$

#### Parâmetros

- $C_p^{patch}$ : estoque de carbono ou AGB do fragmento (2024)
- $C_{ij}^{fixo}$ : estoque de carbono ou AGB fixo do corredor (2024)
- $\Delta C_{ij}^t$ :  $C_{ij}^{mudança} \times (1/1,03)^{(t-2025)}$  estoque de carbono ou AGB variável do corredor (2024)
- $w_{ij}$ : penalização se o corredor se encontra no Q1 do IECAN. Exemplo:
 
$$w_{ij} = \begin{cases} PENALTY\ WEIGHT, & \text{se } CS_{efficiency}^k < 0,022442895 \\ 0, & \text{caso contrário} \end{cases}$$
- $B_{max}$ : orçamento máximo
- $B_{min}$ : orçamento mínimo
- $M$ : constante Big-M
- $s \in P_{main}$ : nó fonte do fluxo (fragmento com maior AGB ou estoque de carbono)

#### Variáveis de decisão

- $x_{ij,t} \in \{0, 1\}$ : 1 se corredor  $\{i, j\}$  é implantado no ano  $t$
- $y_{ij,t} \in \{0, 1\}$ : 1 se corredor  $\{i, j\}$  é selecionado em algum ano (*double check*)
- $z_p \in \{0, 1\}$ : 1 se fragmento  $p$  está ativo na rede
- $f_{ij} \geq 0$ : fluxo na aresta dirigida  $(i, j) \in E \rightarrow$

#### Função objetivo:

$$\max Z = \sum_{(i,j),t} (C_{ij}^{fixo} + \Delta C_{ij}^t - W_{ij}) x_{ij,t} + \sum_p C_p^{patch} z_p \quad [12]$$

#### Sujeito às restrições (R):

$$z_p = 1 \quad \forall p \in P \quad [R1]$$

Descrição da Restrição 1: garante que todos os fragmentos principais estejam incluídos na rede.

$$\sum_{t \in T} x_{ij,t} = y \quad \forall (i,j) \quad [\text{R2}]$$

Descrição da Restrição 2: assegura que cada corredor seja ativado apenas uma vez, em um único ano do HP.

$$\sum_{(i,j),t} B_{ij} (1 + d_c)^{-(t-2025)} x_{ij,t} \leq B_{max} \quad [\text{R3}]$$

Descrição da Restrição 3: impõe um teto orçamentário global.

$$\sum_{(i,j),t} B_{ij} (1 + d_c)^{-(t-2025)} x_{ij,t} \geq B_{min} \quad \forall t \in T \quad [\text{R4}]$$

Descrição da Restrição 4: garante um investimento mínimo anual.

$$f_{ij} \leq M y_{ij} \quad \forall (i,j) \in E \quad [\text{R5}]$$

Descrição da Restrição 5: permite fluxo apenas em corredores ativados, utilizando uma constante *Big-M*.

$$\sum_{j:(p,j) \in E} f_{pj} - \sum_{i:(i,p) \in E} f_{ip} = \begin{cases} \sum_{q \in P, q \neq s} z_q, & \text{se } p = s \\ -z_p, & \text{se } p \neq s \end{cases} \quad \forall p \in P \quad [\text{R6}]$$

Descrição da Restrição 6: garante o equilíbrio de fluxo, partindo de um nó fonte (*s*), definido como o fragmento com maior biomassa aérea e estoque de carbono.

$$y_{ij} \leq z_i \quad \forall (i,j) \in E \quad [\text{R7}]$$

$$y_{ij} \leq z_j \quad \forall (i,j) \in E \quad [\text{R8}]$$

$$z_p \leq \sum_{k \in \delta(p)} y_k \quad \forall p \in P \quad [\text{R9}]$$

Descrição das Restrições 7, 8 e 9: asseguram a coerência entre corredores e fragmentos, impedindo a ativação isolada de qualquer elemento.

$$\sum_{k \in \delta(p)} y_k \leq 2 \quad \forall p \in P \setminus P_{main} \quad [\text{R10}]$$

Descrição da Restrição 10: impõe uma restrição de grau máximo ( $\leq 2$  conexões) para fragmentos não principais.

O modelo foi implementado na linguagem Python, utilizando o solver Gurobi Optimizer 12.03 com licença acadêmica. A formulação matemática e sua tradução computacional contaram com o auxílio da inteligência artificial ChatGPT (GPT-4o) como ferramenta de

suporte à estruturação lógica e validação do modelo. O processamento foi realizado em um computador com processador Intel® Core™ i7-1355U (13ª geração), 16 GB de RAM e sistema operacional Windows 11 Pro (64 bits). Como esperado, a resolução exata do problema apresenta uma natureza *NP-Hard*, com elevado tempo de processamento e complexidade (Karp, 1972). Isso significa que não é possível determinar o tempo de processamento, principalmente para o conjunto de fragmentos e conexões existentes na área de estudo, tornando computacionalmente desafiador para instâncias de escala macro. Logo, o processamento foi limitado a um gap de 10%, que apesar de ser alto, pode ser considerado uma solução factível de alta qualidade em se tratando de *NP-hard* (Floudas; Pardalos, 2009).

### 3.2.3.1 Ajustes para experimentação do ECCOM

Para testar o modelo em diversos cenários foram criados 3 orçamentos, e, em cada um, testou-se o comportamento do ECCOM, com e sem penalização, resultando em seis cenários distintos. Adicionalmente, para cada cenário, foi considerada uma condição climática severa e outra branda, projetadas com base nos dados apresentados no Anexo B.

No que diz respeito à penalização, valores mais baixos, como 1.000 ou 2.000 Mg descontados de AGB, são facilmente compensados, melhorando a seleção de uma forma sutil. Por outro lado, valores muito elevados inviabilizam o modelo, tornando-o computacionalmente lento para realizar buscas por alternativas otimizadas.

O valor selecionado de 10.000 Mg imprime um bom crivo para este estudo de caso, pois impõe uma penalização suficientemente rigorosa sem comprometer a viabilidade computacional. Além disso, esse valor é repostado ao final do processo, garantindo a integridade do objetivo global de maximização do estoque de carbono.

O primeiro e o segundo cenários tiveram como objetivo tatear a proximidade de um custo mínimo, em torno de US\$ 400 mil, para realizar a conexão entre os 24 fragmentos principais, ao mesmo tempo em que se buscou maximizar a AGB sob um orçamento enxuto. O terceiro e quarto cenários aproximam-se da cifra de US\$ 1 milhão e passam a trabalhar com um número maior de fragmentos incorporados à rede. Por fim, o quinto e sexto cenários consideram um investimento elevado, da ordem de US\$ 3 milhões, condizente com o tamanho da área de estudo e com a complexidade exigida pelo arranjo espacial proposto.

### 3.2.3.2 Análise comparativa dos cenários paisagísticos futuros

A partir do cenário base predito pelo *Cellular Automata* para 2040, houve a comparação dele com os cenários gerados pelo ECCOM. Esse cenário base representa a condição normal, sem investimento em sua melhoria, sendo resultante da condição estocástica existente na paisagem. Esse tipo de cenário futuro é comumente chamado de *Business as Usual* (BAU), pois consiste em uma projeção sem interferência direta do manejo de paisagem. No entanto, para uma quantificação de perdas e ganhos futuros, o BAU é considerado o *baseline*. Com essa tratativa, foi possível identificar lacunas no planejamento otimizado da paisagem pelo procedimento proposto, verificando ainda se favorece a conservação da fauna e a ampliação do sequestro de carbono. Na comparação entre o ECCOM e o BAU, as perdas e ganhos na AEA foram analisados, contemplando a conectividade e o estoque de carbono. Essa avaliação comparativa permitiu evidenciar se existem benefícios associados à conectividade planejada, bem como qual abordagem apresenta maior eficácia na mitigação de impactos e na promoção da conservação.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Estrutura da floresta e seu estoque em biomassa

A amostragem realizada nos fragmentos nativos na região, que representa uma área aproximada de 11.635 ha de Cerrado, contemplou um total de 38.006 árvores ( $CAP \geq 15,7$  cm), com 44.720 fustes medidos, em um conjunto de 122 espécies arbóreas identificadas. O erro do inventário ficou em 10,37%, com um coeficiente de variação de 66,39%.

As árvores mortas em pé, também foram mensuradas, já que o objetivo do inventário foi quantificar os estoques de carbono aéreo. Curiosamente, as árvores mortas foram dominantes em três métricas fitossociológicas (valor de cobertura, valor de importância e valor de importância ampliada). As espécies *Qualea grandiflora* Mart. e *Qualea parviflora* Mart. se destacaram, ficando em segundo e terceiro lugar, respectivamente. Após o processamento dos dados do inventário, bem como a análise da estrutura fitossociológica e estoque de biomassa, as parcelas foram classificadas em 3 classes: Clímax, Secundária e Regeneração ou Inicial (TABELA 4.1). Os limites de AGB das classes de Cerrado ficaram da seguinte forma: Inicial: 2 a 19  $Mg \cdot ha^{-1}$ ; Cerrado secundário: 20 a 77  $Mg \cdot ha^{-1}$ ; Cerrado clímax: 80 a 156  $Mg \cdot ha^{-1}$ . Esses

limites foram testados em conjunto com a assinatura espectral da vegetação, apresentando um desempenho consistente e assertivo.

Tabela 4.1- Síntese das características vegetacionais da população amostrada.

Classes de vegetação	Porcentagem amostrada	Número de Espécies	Densidade média de indivíduos (N/ha)	AGB <sub>méd</sub> (Mg·ha <sup>-1</sup> )
Clímax	25,8	102,0	1.747,0	108,44
Secundária	49,2	110,0	1.523,0	51,68
Inicial	25,0	74,0	347,0	8,59

Fonte: o autor

Uma fração de 75% das parcelas estão classificadas nos estágios de Cerrado clímax e secundário, representando a maior densidade de indivíduos e de biomassa. As demais parcelas com valores de AGB inferiores a 19,5 Mg·ha<sup>-1</sup> indicam a classe de estágio inicial de desenvolvimento do Cerrado. Além disso, nesses locais o comportamento espectral foi muito semelhante ao de pastagens arborizadas ou abandonadas, confirmando o que o estoque de biomassa aérea indicou.

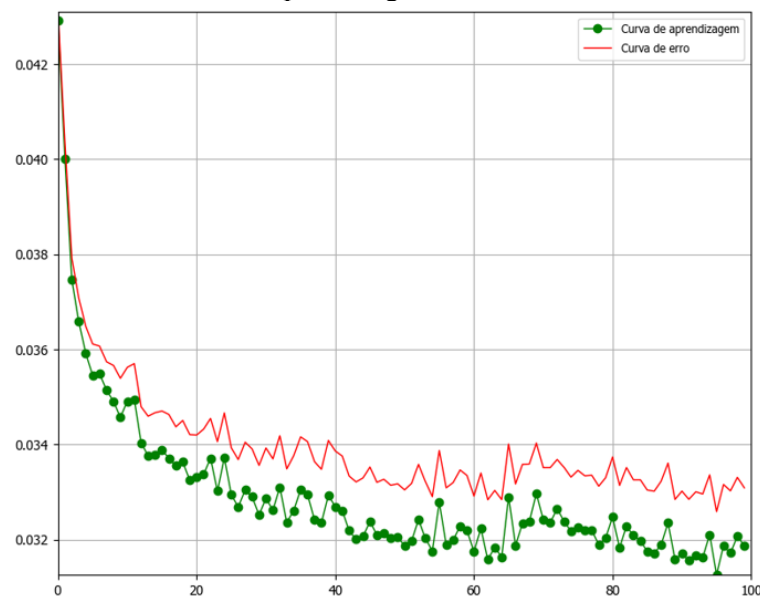
Contextualmente a análise fitossociológica confirmou o vigor da regeneração do Cerrado local. Verificou-se que as espécies dominantes nas três classes amostradas são as mesmas, o que demonstra que indivíduos em regeneração podem alcançar a fase adulta em uma formação florestal, desde que as condições ambientais necessárias sejam atendidas.

#### 4.2 A dinâmica do uso e cobertura do solo na paisagem

Na classificação supervisionada de cobertura e uso do solo foram adotadas nove classes, porém um conjunto de quatro classes (pastagens, áreas de regeneração, várzeas e áreas degradadas) foi unido na matriz da paisagem, correspondendo à classe de Área Sem Floresta. Esse procedimento foi necessário para garantir maior acurácia na classificação, mesmo não sendo o procedimento mais recomendável (Pontius; Millones, 2011). Contudo, essa ação foi coerente no agrupamento (Congalton; Green, 2009), apresentando melhores resultados, como esperado (Foody, 2002). Assim, a acurácia global para os anos de 2016 e 2024 foi de 0,825 e 0,822 e o índice Kappa 0,606 e 0,627, respectivamente. Os valores obtidos são válidos devido à extensa porção de área e a sua complexidade regional, conforme relatado em pesquisas correlatas (Landis; Koch, 1977).

Na sequência, para gerar um cenário futuro por meio de CA, o *plugin* Molusce foi configurado empregando um conjunto de três camadas ocultas, nas quais as configurações de neurônios (75-50-25) e 1 milhão de amostras foram adotadas. O índice Kappa atingiu o valor de 0,78, considerado como uma classificação de performance moderada a boa (Landis; Koch, 1973). Embora um pouco abaixo de uma acurácia ideal (0,8), o gráfico do aprendizado das redes neurais (FIGURA 4.1) se apresentou robusto, atendendo a critérios sugeridos pelos desenvolvedores do Molusce. Kamaraj e Rangarajan (2021) realizaram vários testes para compor mapas explanatórios processados no Molusce, conseguindo um valor máximo de 0,7628 (Kappa). A taxa de aprendizagem e o *momentum* foram fixados em 0,001, sendo valores trabalhados que gerarem melhor performance. Isso permitiu que a aprendizagem fosse mais suave, atenuando as mudanças bruscas e evitando problemas de *overfitting*, porém mais lenta. Um total de 100 iterações foi adotado, mantendo um número padrão de oito vizinhos que está representado por 1 pixel. Apesar da alta correlação espacial ( $r > 0,7$ ) entre as variáveis explicativas utilizadas no processamento (rodovia federal BR-262, fábrica de celulose, malha viária estadual, APA Anhanduí-Pardo e as classes de relevo) a exclusão de qualquer uma delas comprometeu a performance do modelo de redes neurais (Kappa  $< 0,7$ ). Assim, embora correlacionadas, cada variável representa um mecanismo causal distinto e imprescindível para a dinâmica de mudança de uso e cobertura da terra no período estudado.

Figura 4.1 - Gráfico da curva de aprendizagem e de erro da ANN no Molusce (QGIS).



Fonte: o autor.

Descrição da Figura 4.1: representa o *output* original do Molusce. O plugin foi configurado no mesmo *frame* desse gráfico. Aplicou-se 3 camadas ocultas 75-50-25 com 1 milhão de amostras. O índice Kappa

atingiu o valor de 0,7777. Percebe-se pelo gráfico que não houve um *overfit* no final, assim como, picos ao longo da aprendizagem. Resultado também do ajuste da taxa de aprendizagem e *momentum* fixo em 0,001, valor que proporcionou uma aprendizagem suave atenuando as mudanças bruscas e evitando problemas de *overfitting*, porém lenta. Um total de 100 iterações foi adotado também representado pelo eixo horizontal do gráfico. Manteve-se um número padrão de 8 vizinhos que está representado por 1 px. O  $\Delta$  Precisão geral indica quanto a precisão mudou entre iterações, sendo que, o valor -0,00050 representa que o modelo convergiu e a rede não está mais aprendendo significativamente. O erro geral mínimo representa a função de perda (*loss*) usada como *learner*. Seu valor final foi de 0,03259 também é a unidade do eixo vertical do gráfico. A documentação oficial não especifica a forma exata da perda (MSE ou entropia cruzada), portanto entende-se que é uma métrica interna de otimização do modelo.

Observando a Tabela 4.2 percebe-se que a dinâmica de mudança do uso e da cobertura do solo foi acelerada e elevada, no período de análise. Em 2024, uma parte significativa da área do Cerrado clímax foi degradada a um Cerrado secundário. A área de reflorestamento se expandiu, quase triplicando sua abrangência. Já a matriz composta pela pecuária encolheu, devido ao avanço dos reflorestamentos industriais. Considerando os valores médios de biomassa para cada tipo vegetacional, e realizando uma extrapolação dos valores, tem-se que no período de 2016 a 2024 houve uma redução de 9,61% no estoque de carbono oriundo da parte aérea do Cerrado, mesmo considerando um aumento de 10,2% em área. Esse panorama é explicado pela redução das áreas clímax, que apresentam maior porte, apesar da redução da classe Áreas Sem Floresta. Entre 2024 e 2040 projeta-se um ganho de 6,24% de área nativa, mas apresentando o nível constante ou uma ligeira redução de 1,55% no estoque de carbono. Analisando a matriz de probabilidade de transição via Cadeia de Markov, gerada pelo *plugin* Molusce (ANEXO C), as probabilidades de transição indicam uma tendência de que o Cerrado clímax tende a permanecer em sua classe, na ordem de 45%, mas podendo perder estoque de carbono aéreo e migrar para o Cerrado secundário (32%). O mesmo não acontece com o Cerrado secundário, que a uma taxa alta de probabilidade (66%) mantém-se na classe, permanecendo a mesma tendência para o reflorestamento (77%) e construção (97%), o que já era esperado.

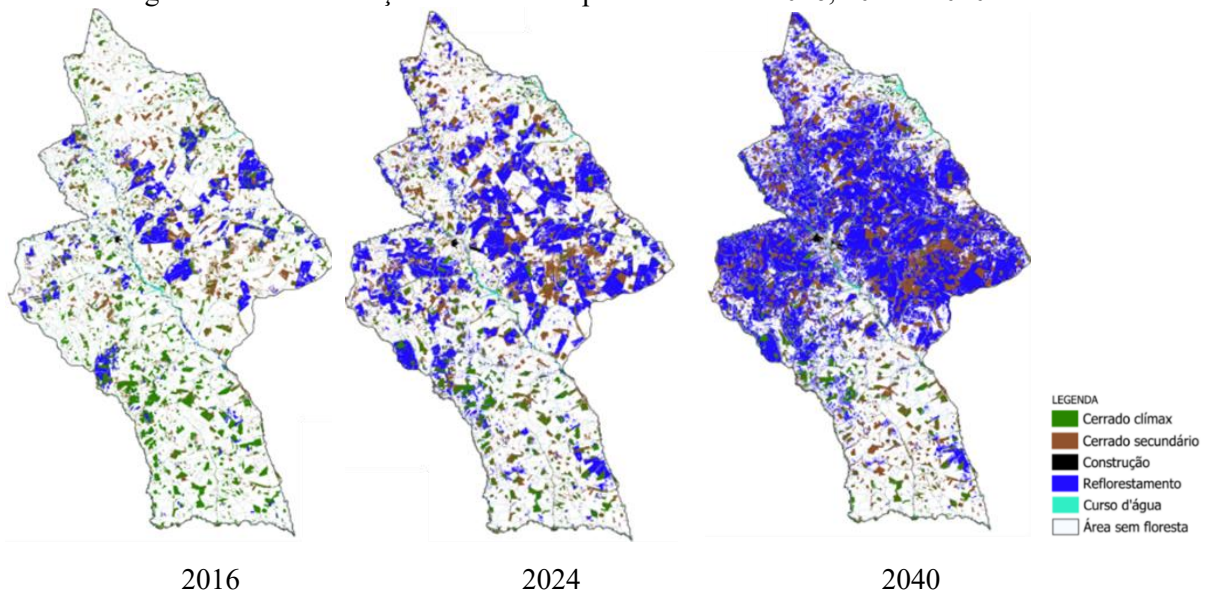
Tabela 4.2 - Avaliação temporal da dinâmica do LULC e sua projeção para o ano de 2040.

Classes de uso do solo	Classificação Supervisionada Área (ha)			Cellular Automata Área (ha)	
	2016	2024	Dinâmica (%)	Projeção 2040	Dinâmica (%)
Cerrado Clímax	158.511,7	91.934,3	-42,0	68.254,7	-25,76
Cerrado Secundário	126.188,1	221.795,4	+75,8	265.049,9	+19,50
Reflorestamento	121.761,8	342.171,1	+181,0	634.546,7	+84,85
Construção	11.486,9	12.667,0	+10,3	15.084,1	+19,08
Cursos d'água	25.266,5	25.226,7	-0,7	25.779,6	+2,19
Área Sem Floresta	1.280.703,8	1.030.116,3	-19,6	715.179,8	-30,57

Fonte: o autor.

O Cerrado climax continua perdendo área para o Cerrado secundário em 2040 diminuindo um pouco o ritmo de degradação, se comparado ao cenário de 2024. Já o Cerrado secundário, por outro lado, também avança sobre a matriz, provavelmente devido a transformação de uma regeneração avançada até 2040. O Reflorestamento ainda avança, quase dobrando a área em comparação a 2024, passando a ocupar principalmente as Áreas Sem Floresta. A Figura 4.2 apresenta essa dinâmica projetada do LULC para os anos de 2016, 2024 e 2040.

Figura 4.2 - Classificação da cobertura para os anos de 2016, 2024 e 2040.



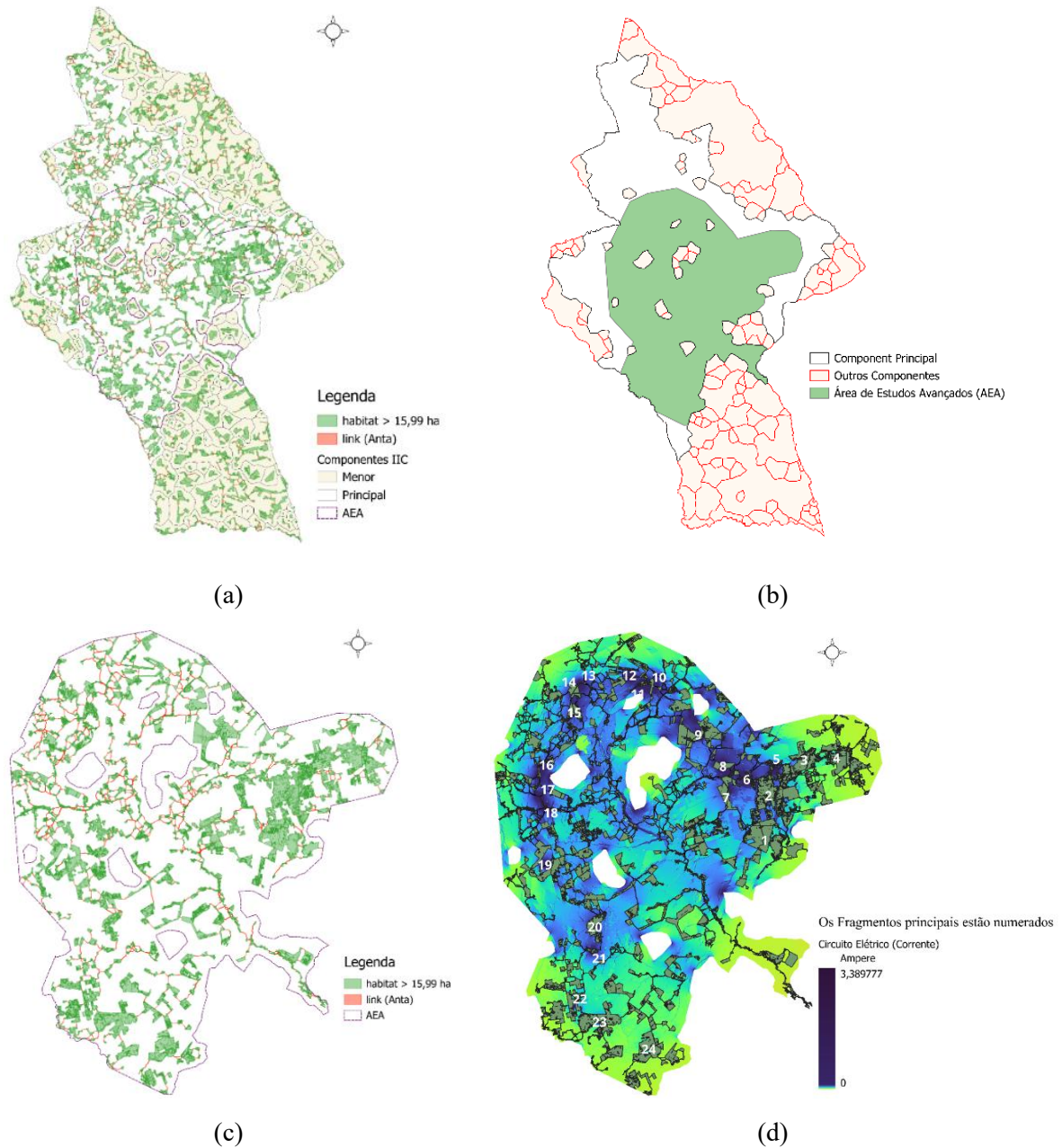
Fonte: o autor.

### 4.3 Descrição do fluxo das conexões e a estrutura da paisagem

Considerando a espécie *Tapirus terrestris* (Anta) e seu custo de deslocamento na matriz foi possível gerar uma rede de corredores, que conectam os habitats por toda a paisagem. Na área total foram identificados 1.790 fragmentos, gerados 2.607 *links* distribuídos em 127 componentes, em consonância com as métricas calculadas para a Anta. Os índices *dIIC*, *dPC*, *CF*, *BC*, área e AGB foram calculados e ranqueados em ordem decrescente de importância (ANEXO D), e, com a análise multicritério realizada, chegou-se a 24 fragmentos prioritários e mais importantes (ANEXO E). Na sequência foi realizado um *buffer* (10 km), a partir de cada um dos 24 fragmentos, para estabelecer a área de influência dos corredores (AEA). A partir da AEA configurada, a área passou a ter 525.400,95 ha, 24 fragmentos principais e outros 587 fragmentos na paisagem, para um conjunto de 1.014 corredores ecológicos possíveis ou *links*

(FIGURA 4.3). O total de estoque de carbono existente nessa área em 2024 foi de 3.353.066 Mg C.

Figura 4.3 - Delimitação programada da Área de Estudos Avançados (AEA)



Fonte: o autor.

Descrição da Figura 4.3: (a) apresenta os componentes contidos na paisagem estudada. (b) apresenta o *buffer* limitando a parte periférica da AEA, delimitando-a. (c) os possíveis *links* na AEA. (d) O efeito da corrente elétrica na paisagem pelo método *pairwise* do Circuitscape.

A partir da conformação da AEA, a teoria dos circuitos elétricos foi empregada no raster de resistência com o intuito de mapear o fluxo de carga e representar padrões ecológicos

específicos para a espécie selecionada. Em uma etapa sucessiva, os resultados gerados pelo IECAN foram ordenados, cujas conexões que apresentaram valores acima do limite superior do primeiro quartil ( $> 0,022443 A$ ), foram interpretadas como apresentando maior fluidez gênica. Por outro lado, valores inferiores, uma maior resistência ao fluxo, em função da corrente demasiadamente fraca.

#### 4.4 A otimização da conexão da paisagem

O modelo desenvolvido apresentou um total de 9.734 variáveis de decisão sendo elas 2.028 contínuas e 7.706 inteiras (binárias) e consumiu um tempo médio de processamento de 7.270 segundos, para um gap de 10%. As soluções obtidas não representam o ótimo global, devido ao critério de parada, mas são soluções factíveis para o uso no planejamento da paisagem (TABELA 4.3).

Neste estudo, a simbologia de Mudança Climática está representada por (+), a qual descreve uma mudança crônica e severa no clima. Portanto, os dados correspondentes a esse símbolo, apresentam valores de AGB inferiores àqueles associados à Mudança Climática (-), que, por sua vez, representa uma mudança branda. Esse tipo de consideração climática e suas consequências remetem à Yang *et al.* (2022), os quais afirmam que temperaturas acima da média intensificam eventos de seca, provocando o fechamento estomático das plantas. Isso reduz a assimilação de  $CO_2$  e limita a fotossíntese. Adicionalmente, essas condições climáticas extremas favorecem o ataque de insetos foliares, deteriorando o estoque de carbono aéreo da vegetação.

A seguir, apresenta-se uma explanação de como os cenários foram constituídos e o impacto desses números na seleção do melhor cenário de manejo da paisagem a ser proposto:

##### I) Procedimento para o cálculo do número de corredores e fragmentos da rede:

Primeiramente, é válido ressaltar que a condução de regeneração natural de corredores, sem um manejo apropriado, pode não ser eficiente se os fragmentos da rede estiverem degradados ou sujeitos a riscos.

Alguns padrões foram adotados para a geração de cenários. A princípio o CA foi instituído como um cenário sem intervenção, o qual segue o fluxo como as coisas são, ou *Business as Usual* (BAU) e para o caso de comparação com os outros cenários considera-se como *baseline*. Naturalmente, o cenário sem intervenção, apresenta um cenário deficiente de

carbono. Todavia, o CA tem outros papéis nessa modelagem, todos os outros cenários se integraram a determinadas partes do CA para gerar cenários futuros. Compreendendo melhor, a paisagem do ano base (2024) foi dividida em quatro partes, a primeira, corresponde a interseção entre 2024 e 2040. Ressalta-se que, nesse momento, o foco é somente a vegetação nativa. Essa interseção é talvez a parte mais importante, pois projeta-se uma resiliência substancial nesse local. É nessa parte que os dois tipos de mudança climática serão refletidos. Portanto, no entendimento deste estudo em um cenário brando, aqueles fragmentos que forem selecionados pelo modelo apresentarão um estoque de carbono semelhante ao de 2024 o que remete a um estado teoricamente mais conservado. Entretanto, em um cenário severo essa área mesmo conservada pode ter o comportamento previsto pelo CA (2040) permanecendo com o estoque semelhante ao *baseline*. Quanto aos fragmentos não selecionados seguirão a projeção do BAU.

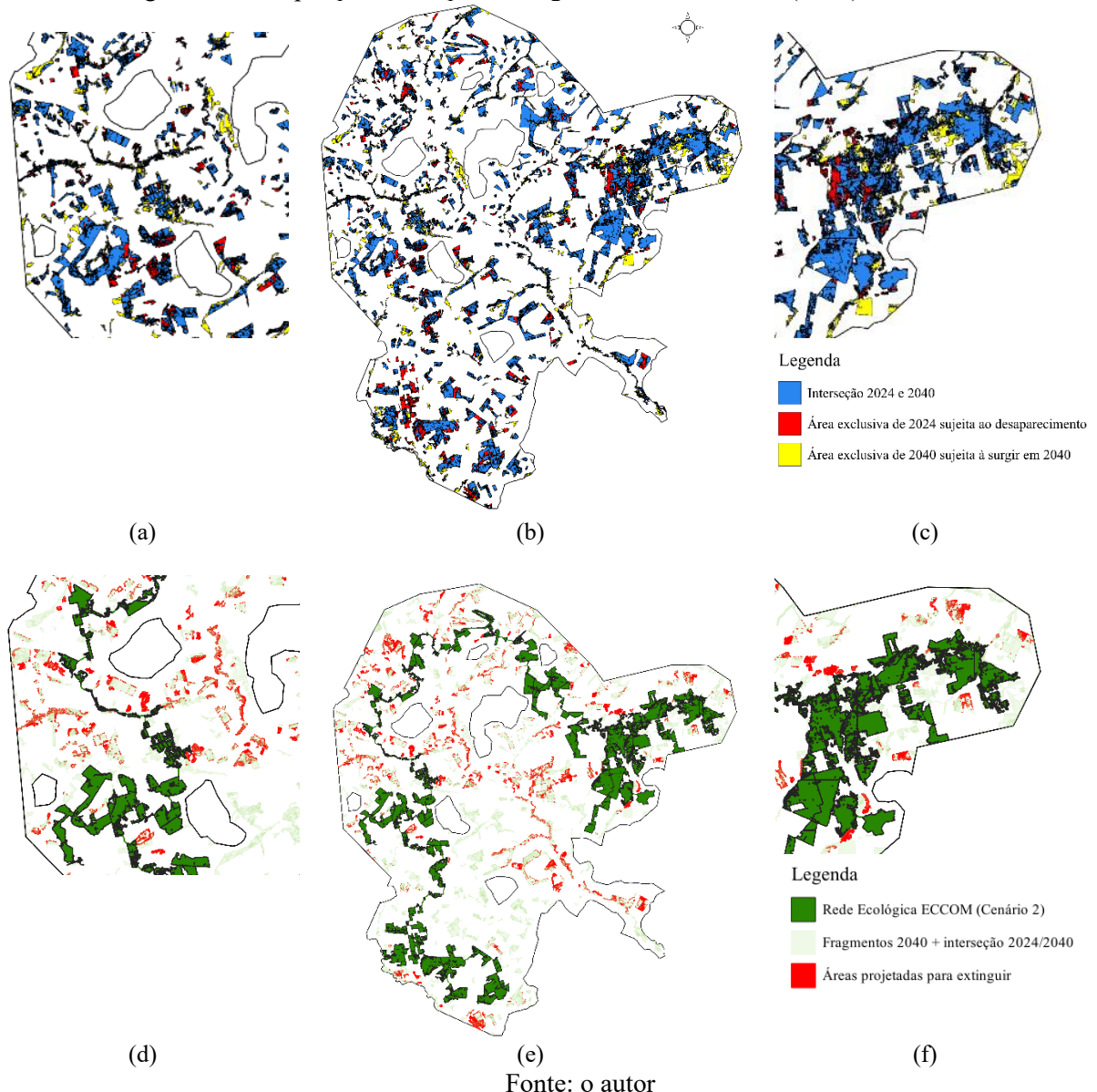
A segunda parte é exclusiva de 2024 e somente será mantida se o fragmento correspondente for selecionado pelo modelo, caso contrário, sua exclusão seguirá o padrão do CA. Um ponto relevante é que, para este estudo, presume-se que essa área foi toda convertida em Cerrado secundário, tanto para cenários brandos quanto severos, quando selecionada. Pois, uma vez que, o CA prevê a completa supressão dessa parte é provável que haja grandes pressões socioeconômicas sobre essas regiões. Por outro lado, caso o fragmento não seja selecionado, seguirá o padrão do BAU, isto é, o desaparecimento completo desta parte.

A terceira parte trata-se de uma área exclusiva de 2040, que surgirá no futuro, provavelmente oriunda de áreas em regeneração em 2024. O estoque de carbono projetado nessa área será equivalente ao estimado para o Cerrado secundário. Adicionalmente, sua área se manterá imutável, independentemente do cenário e da condição climática selecionada.

Por último, a quarta parte corresponde à área de regeneração dos corredores, a qual será incorporada à montante de cada cenário.

De forma resumida, o que impactará a mudança do estoque de carbono é a parte exclusiva de 2024 e o estoque da área de interseção, em conformidade com a intensidade da mudança climática. Ambas dependem da ativação ou incorporação do fragmento pelo modelo. Uma representação dessas partes pode ser observada na Figura 4.4. Cabe ressaltar que todos os cenários projetados incorporam os 24 fragmentos predefinidos na rede.

Figura 4.4 – Mapas para exemplificar e gerar cenários futuros (2040) na AEA



Descrição da Figura 4.4: (a), (b) e (c) apresentam as 3 partes principais que compõem a paisagem para a geração dos cenários e que dirigem a dinâmica do estoque de carbono de acordo com o cenário a modelar. (d), (e) e (f) apresentam o cenário 2 modelo incluindo a quarta parte, das conexões com a regeneração conduzida, constituindo o pacote completo do modelo.

## II) A performance dos cenários

Para assegurar a melhor relação custo-benefício em uma conexão paisagística e otimizar o carbono, é fundamental comparar a sustentabilidade das opções com a *baseline* (2040). A projeção da *baseline* é de 2.992.794 Mg C em 104.646 ha de Cerrado. Se comparada ao ano inicial (2024) há uma diminuição aproximada de 10,7% de estoque de carbono com um aumento de 1,3% de área como pode ser observado na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Avaliação dos cenários gerados pelo ECCOM para o ano de 2040 e seus efeitos na AEA.

Cenários	Budget (x10 <sup>3</sup> \$)	Invest. Mín. Anual (x10 <sup>3</sup> \$)	Penalidade (t AGB)	M. Clima	Paisagem florestal (2040)					Redução de emissão (2040)		
					C (Mg C)	Área total (ha)	Nº Fragmentos na rede (área méd. fragm.)	Nº Corredores ativos	Eficiência Amp > Q1 (%)	Conservação (Mg C)	Regeneração (Mg C)	Investimento (US\$ /Mg C)
1	400	40	0	-	3.393.746	116.932	106 (1.103 ha)	105	61	398.797	2.155	1,00
				+	3.333.911					338.962		1,17
2	400	40	10.000	-	3.384.763	116.557	94 (1.240 ha)	93	70	389.842	2.127	1,02
				+	3.324.772					329.851		1,20
3	1.000	140	0	-	3.517.429	120.366	222 (542 ha)	221	59	519.841	4.794	1,91
				+	3.415.829					418.241		2,36
4	1.000	140	10.000	-	3.519.544	120.264	180 (668 ha)	179	81	522.077	4.673	1,90
				+	3.413.408					415.941		2,38
5	3.000	300	0	-	3.606.211	123.239	418 (295 ha)	420	72	598.737	14.680	4,89
				+	3.480.317					472.843		6,15
6	3.000	300	10.000	-	3.600.099	123.470	373 (331 ha)	372	93	592.820	14.485	4,94
				+	3.485.678					478.399		6,09
Ano inicial (2024)					3.353.066	103.269	-	-	-	-	-	-
BAU - <i>baseline</i> (2040)					2.992.794	104.646	-	-	-	-	-	-

Fonte: o autor

Descrição da Tabela 4.3: (+) mudança climática severa, (-) mudança climática branda. A área de vegetação nativa na paisagem é diferente da área exclusiva da rede de fragmentos, pois essa última não considera as áreas de interseção que estão fora dos fragmentos ativados, assim como, as áreas nativas que surgirão até 2040. Portanto, nesta análise toda a paisagem é considerada, e não a rede isolada.

A partir da Tabela 4.3, observa-se uma diferenciação clara entre os cenários no que se refere à redução de emissões e eficiência econômica. Para a análise, inicialmente, opta-se pelo cenário 2, devido a uma eficiência de conexão razoável a um baixo custo. Esse cenário apresenta uma eficiência de fluxo de rede aproximadamente 10% superior ao cenário 1, mantendo médias de área maiores em conjunto com um menor número de conexões. Entretanto, o cenário 1 se apresentou ligeiramente mais eficiente que o cenário 2 no tamanho do estoque de carbono projetado e na redução de emissões. Prosseguindo, para a redução de emissões sob uma condição climática branda até 2040, o cenário 2 desempenharia 75% do cenário 4, que, por sua vez, apresentou maior eficiência no fluxo de conexão que o cenário 3. Prosseguindo em redução de emissões, o cenário 2 apresentou um desempenho equivalente a 66% do cenário 6, que quando comparado ao cenário 5 também apresentou melhor eficiência, sendo, inclusive superior aos demais.

No entanto, a diferença entre cenários torna-se ainda menor quando se fala em estoque total. O cenário 2 corresponde a 96% do cenário 4 e 94% do cenário 6, evidenciando uma eficiência notável do modelo com recursos mais limitados. Adicionalmente, observa-se um custo menor por tonelada de redução de emissão de carbono. O cenário 2 apresentou um investimento correspondente a 54% do valor do cenário 4 e a apenas 21% do valor do cenário

6. Em um cenário climático mais rigoroso, as diferenças nas reduções de emissões, ainda em comparação ao cenário 2, foram de 79% com o cenário 4 e 69 com o cenário 6. Quanto ao estoque de carbono, o cenário 2 atingiu 97% em relação ao cenário 4 e 95% em relação ao cenário 6. Do ponto de vista monetário, o investimento por tonelada de redução de emissão de carbono no cenário 2 representa cerca de 50% do valor necessário no cenário 4 e 20% no cenário 6. Para fins de análise, é importante destacar que os cenários sem penalização geraram redes com fluxos menos eficientes quando comparados àqueles com penalização. Dessa forma, a análise restringe-se aos cenários que incorporaram penalização.

Ao analisar a sobreposição de corredores entre os cenários, tomando o cenário 2 como referência, observa-se que 78% dos corredores desse cenário também foram utilizados no cenário 4 e 66% no cenário 6, indicando que, à medida que o investimento aumenta, outras vias tornam-se factíveis. Adicionalmente, considerando apenas os corredores sobrepostos, 20 corredores do cenário 4 sofreram penalização, assim como 17 do cenário 6. No entanto, 14 corredores penalizados apareceram nos 3 cenários analisados. Portanto, dos 28 corredores penalizados no cenário 2, pelo menos 14 eram obrigatórios em qualquer cenário, implicando um débito aproximado de 15% inerente à configuração da paisagem.

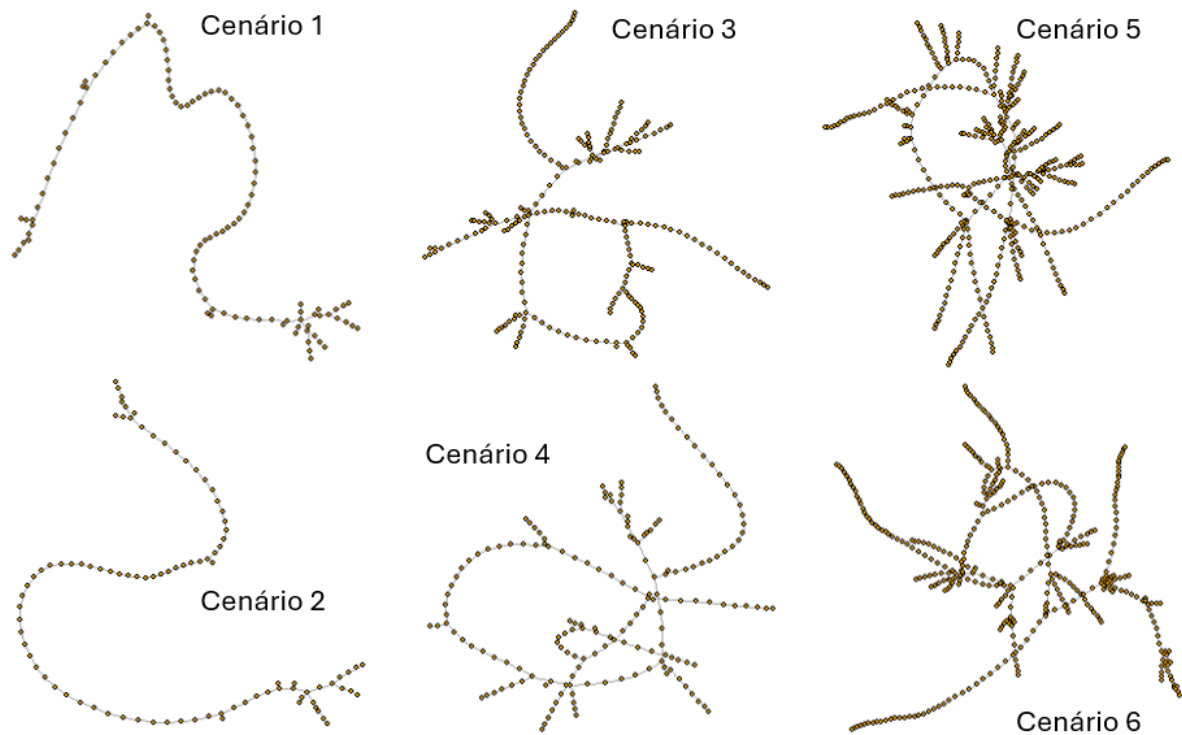
Por fim, ao comparar o cenário 2 com a *baseline* em termos de estoque de carbono, verifica-se que, em uma condição climática branda, esse cenário garantiria um estoque 16% superior ao BAU, enquanto, em uma condição mais severa, asseguraria um estoque 11% maior. Esses resultados demonstram a eficácia ambiental projetada para o cenário 2 (FIGURA 4.5e).

Por outro lado, em uma condição climática severa, o cenário 2 não apresentou qualquer adicionalidade perante o ano inicial (2024). Esse tipo de adicionalidade, também conhecido como sequestro de carbono, foi apresentada apenas pelos cenários 4 e 6, de 2% e 4%, respectivamente. No entanto, são valores muito próximos ao ano inicial (2024) o que torna o investimento, seja ele no cenário 4, ou 6, mais arriscado, caso essa adicionalidade passe a ser uma meta. Ainda assim, o cenário 2 praticamente empata, ficando em torno de 1% abaixo. Dessa forma, o cenário 2 mostra-se o mais plausível sob uma análise holística e, portanto, é o cenário selecionado neste estudo, apresentando uma excelente performance na mitigação das mudanças climáticas, boa eficiência funcional e um baixo risco de investimento.

Todavia, é fato que a eficiência da conexão dos cenários 4 e 6 é bastante atrativa, devido à alta eficiência funcional dos corredores ecológicos programados. Entretanto, o número de corredores nesses cenários é quase o dobro e o quádruplo, respectivamente, o que torna a execução mais complexa e onerosa conforme pode ser observado na Figura 4.4. Assim, ao

adotar um desses dois cenários, é possível que aumentem os entraves operacionais, possivelmente em função da menor adesão de *stakeholders* à disponibilização de áreas para a implementação dos corredores ecológicos, dada a elevada interferência proposta na paisagem. Essa interpretação é corroborada pela Figura 4.5, na qual o grafo de todos os cenários é apresentado, evidenciando o grau de interferência espacial envolvido. Todavia, cada situação é particular, e cada região possui suas próprias nuances e desafios. Em programas voltados à prevenção ou mitigação de extinções iminentes, esse tipo de investimento ou, melhor, esse tipo de cenário pode ser a opção mais adequada.

Figura 4.5 – Grafo dos seis cenários gerados pelo ECCOM



Fonte: o autor

Descrição da Figura 4.5: os nós dos grafos representam os fragmentos na paisagem enquanto as arestas representam os corredores programados.

De forma geral, o modelo atingiu seu objetivo, ao projetar uma redução de emissões em cenários futuros (2040), tanto sob Mudança Climática severa quanto branda, nos quais se observa um estoque de carbono superior à *baseline* e, em condições brandas, até mesmo superior ao ano inicial (2024). Em síntese, a rede integrada desenhada por esse modelo é estratégica, pois permite, com um baixo custo de investimento, estruturar um planejamento ecológico pautado na economia com robustez e eficiência.

Existem ainda outros aspectos relevantes a serem observados nessa modelagem. Um deles é que o ECCOM, por apresentar uma natureza de maximização, tende a conectar fragmentos de maior área, otimizando recursos e ampliando rapidamente os estoques de carbono. Fragmentos menores também são incorporados, desde que sua localização na paisagem, distanciamento e contribuição ao estoque de carbono sejam justificáveis. A relação entre o tamanho do fragmento e seu estágio de conservação influencia diretamente o montante de carbono demandado pelo modelo. Observou-se que, à medida que o orçamento é elevado, o modelo tende a apresentar ganhos marginais reduzidos em relação ao investimento, o que pode estar associado à composição espacial dos fragmentos e suas classes de conservação.

Aprofundando no cenário 2, ao observar a Tabela 4.4, percebe-se que, em 2030, o investimento é praticamente cinco vezes superior ao dos cinco anos anteriores, em função dos efeitos da descapitalização dos custos, o que reforça a necessidade de se fixar metas anuais por meio de restrições. Logo, a taxa de juros influencia de forma significativa o cronograma de ações na paisagem, e sua escolha pode afetar diretamente a seleção de corredores e fragmentos ao longo do horizonte de planejamento.

Tabela 4.4 – Programação orçamentária para execução do cenário 2 do ECCOM no HP (2025 – 2030)

Ano	Custo anual (US \$)	Número de Corredores	Regeneração (ha)	Carbono na rede (Mg C)
2025	40.238	4	10,81	53.813
2026	40.022	7	8,54	43.829
2027	40.007	3	9,28	38.888
2028	40.086	13	11,05	319.984
2029	40.040	12	12,02	292.925
2030	199.590	54	73,79	1.122.445
<b>Total</b>	<b>399.983</b>	<b>93</b>	<b>125,49</b>	<b>1.871.883</b>

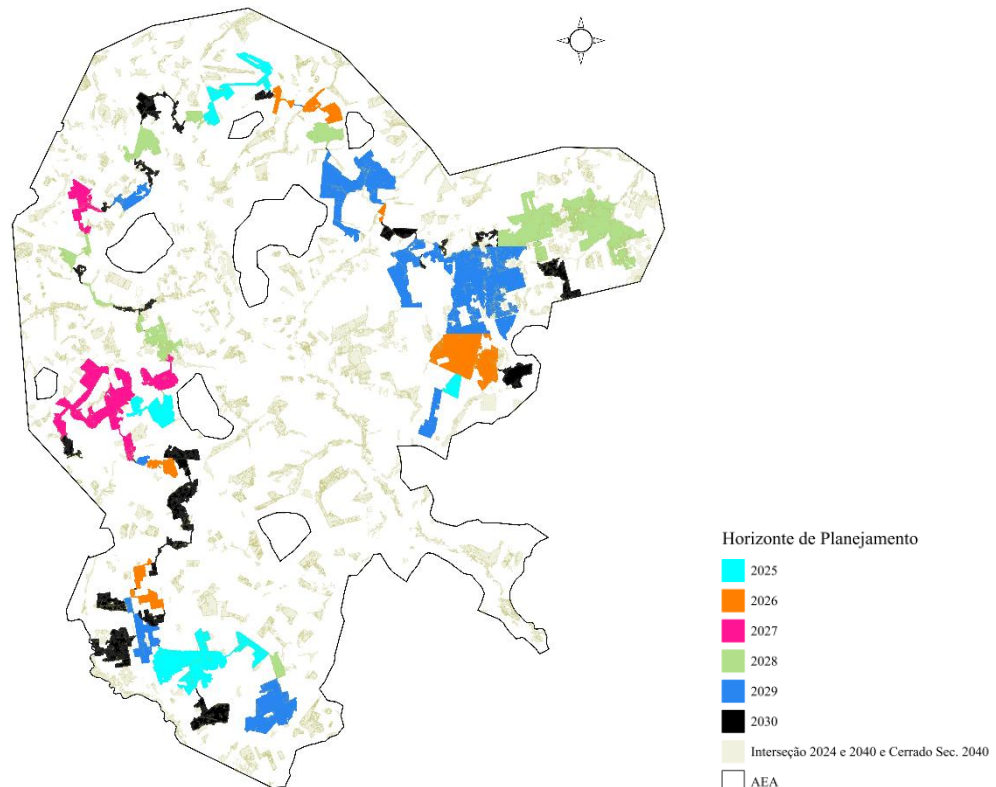
Fonte: o autor

Descrição da Tabela 4.4: Distribuição temporal dos custos na ativação de corredores e promovendo a conservação dos fragmentos incorporados à rede em projeções de estoque de carbono baseados no ano inicial. A tabela apresentada não considerou qualquer interferência da mudança climática dentro do HP. Os estoques de carbono incorporados pelo ECCOM são resultados de uma rede otimizada criada em cima do estoque de carbono preexistente na paisagem (2024). A viabilização do cenário 2, em 2040, só ocorrerá se, em 2030, a rede estiver consolidada. Parte do carbono na rede conectada será deteriorado até 2040 enquanto a parte externa à rede estará se configurando semelhantemente ao BAU. A paisagem projetada para esse cenário 2 pode ser visualizado na Figura 4.6.

A Figura 4.6 apresenta uma visualização espacial do plano de ativação dos corredores ecológicos e fragmentos do cenário 2 do ECCOM, considerando os *links* selecionados para a condução da regeneração natural e os fragmentos conectados sujeitos à conservação. O fortalecimento das interações na paisagem e o cumprimento de cada estágio garante o estoque

de carbono planejado, tornando o processo mais seguro e confiável, desde que plenamente executado. Observa-se que as ações não se concentram em regiões específicas ao longo dos anos, são distribuídas espacialmente, mesmo sem a imposição de restrições explícitas. Do ponto de vista ecológico, essa condição pode ser benéfica, ao evitar a intensificação da presença humana em áreas pontuais e reduzir o distúrbio à fauna. Uma ou mais populações de Anta (*Tapirus terrestris*) podem ser beneficiadas com essa rede única de conexão de habitats. Fica evidente, contudo, a necessidade de um controle operacional rigoroso por parte dos executores ao longo dos anos garantindo rastreabilidade e eficácia nas ações implementadas.

Figura 4.6 – Mapeamento das ações de condução da regeneração de corredores na AEA.



Fonte: o autor

Descrição da Figura 4.6: Distribuição temporal das ações de conservação e regeneração dos corredores ecológicos na paisagem considerando o cenário 2.

## 5 DISCUSSÃO

De acordo com o apresentado, há necessidade de se desassociar o tamanho de área da quantidade de biomassa e do estoque de carbono. A perda de áreas de Cerrado clímax influencia de forma majoritária a dinâmica do carbono neste estudo. Esse efeito causal já justifica uma

atenção especial às áreas com características primárias, pois neste caso, elas sustentam o balanço positivo do estoque de carbono. Nesse contexto, observa-se que, quando há uma transição acelerada de LULC associada a eventos climáticos extremos e pontuais (ANEXO B), existe uma maior probabilidade de ocorrer degradação da vegetação. Logo, segundo Yang *et al.* (2022) pode haver redução relativa do AGB do Cerrado por meio da senescência de parte das espécies arbóreas mais sensíveis, especialmente em áreas em estágios sucessionais mais avançados. Entretanto, trata-se de uma constatação que ainda precisa ser investigada para comprovar sua real veracidade.

É nesse contexto que o modelo ECCOM se insere como ferramenta de planejamento da paisagem. Pois, trata-se de uma variação do *Prize-Collecting Steiner Tree Problem*, um problema clássico e amplamente conhecido na literatura (Goemans; Williamson, 1995). Como todo modelo de programação linear, algumas restrições adicionais podem ser inseridas, tais como, o tamanho máximo da rede, a demanda mínima de carbono estocado, a proporção de áreas por tipo de habitat e a fixação de locais prioritários na rede (por exemplo, áreas que abrangem metacomunidades endêmicas ou em risco), desde que façam sentido dentro da paisagem. É um modelo dinâmico, passível de adaptação e agregação a outras métricas ecológicas e financeiras, sem a necessidade de grandes mudanças estruturais. Aspectos climáticos também podem ser incorporados, além de taxas de crescimento da vegetação em regeneração, simulando cenários com redução da precipitação ou aumento da temperatura.

A aplicação prática dessa abordagem exige um arranjo metodológico robusto. O estudo apresentado integra um conjunto de informações, como observado, o que demanda investimentos tanto em conhecimento técnico, quanto na coleta de dados de campo. Diante das possibilidades, o ECCOM mostra-se flexível, permitindo maior aderência ao planejamento da paisagem. Contudo, dependendo da escalabilidade do modelo, o caminho mais adequado para a resolução pode ser o uso de algoritmos aproximativos, como as meta-heurísticas, uma vez que esse tipo de problema matemático é classificado como *NP-Hard*.

Apesar da complexidade computacional, o ECCOM mantém sua ancoragem em fundamentos ecológicos clássicos, incorporando conceitos bem definidos para a construção da rede, como a biogeografia de ilhas e *stepping stone*, explicitados matematicamente em suas restrições. Encontrar os fragmentos mais importantes via MCDA, sustentada por índices de conexão ecológica, é um passo imprescindível para o sucesso do procedimento. A rede é construída a partir desses fragmentos, resultando, de forma indireta na conexão com outros fragmentos adjacentes. O critério que estabelece o número de fragmentos principais pode ser

ajustado conforme a escala e a configuração da paisagem, sabendo que, essa definição, pode influenciar na dimensão da rede. Evidentemente, a localização espacial também influencia e deve ser analisada caso a caso. Além disso, o circuito elétrico omnidirecional do fluxo da fauna, gerado pelo Circuitscape, permite um aprimoramento na definição dos corredores (McRae *et al.*, 2016). Ao final, o modelo gera uma grande rede que funciona como um *hub* para ampliação do estoque de carbono.

A operacionalização dessa rede depende da definição de uma espécie ou grupo funcional de referência. O foco do modelo apresentado considerou a Anta (*Tapirus terrestris*), mas pode ser expandido também para múltiplas espécies, grupos funcionais ou até abordagens de *metacommunity connectivity planning*, o que acrescenta maior complexidade e desafio à modelagem. Como exemplo, Mazaris *et al.* (2013) sugerem que espécies em risco de extinção devem ser prioritárias como referência para a construção de redes ecológicas. Quanto à parametrização de valores para resistência da paisagem, trata-se de um desafio conceitual, pois abre espaço para ampla discussão e múltiplas interpretações (Kumar; Arya; Jain, 2022). Por exemplo, recomenda-se minimizar riscos evitando a habilitação de corredores próximos à rodovias asfaltadas. Por outro lado, a escolha da função de custo a ser usada para a matriz de resistência também influencia o resultado do modelo, podendo ser customizada quando não há informações detalhadas sobre a fauna. No caso específico da Anta, algumas precauções foram necessárias, pois, se seguido estritamente o padrão de resistência da espécie, os ambientes tenderiam a apresentar resistências semelhantes, resultando em uma paisagem equivalente a uma distância euclidiana, sem fundamentação ecológica consistente.

O nível de detalhamento gerado pelo ECCOM permite trabalhar em todas as instâncias do planejamento (estratégico, tático e operacional), sem sofrer distorções nas ações programadas. Isso significa que há uma garantia da integralidade dos corredores a serem construídos dentro de cada ano, o que facilita o planejamento e sua aproximação com o mundo real. A marcação temporal dos corredores a serem implementados potencializa o controle de dispêndios e o manejo da vegetação nativa. Ele gera uma resposta robusta para traçar corredores de fluxo ecológico eficiente conectados a uma rede funcional de fragmentos que estabelece um estoque de carbono ótimo no contexto adequado. Tudo isso, mitiga o que Klink e Machado (2005) apontaram sobre a perda e fragmentação de habitats do Cerrado. Essa ação retarda ou anula a perda de biodiversidade com o estabelecimento de conexões entre habitats-chave da paisagem, reduzindo pontualmente a erosão dos solos por via de corredores ecológicos.

Adicionalmente, compensa-se o desequilíbrio no estoque de carbono, estabelecendo um comprometimento de conservação naqueles fragmentos conectados na rede.

Sob essa perspectiva integrada de planejamento, os resultados obtidos superam o cenário tendencial (BAU). A tendência é que a execução do plano estabelecido, quando bem direcionada, confirme os resultados e as expectativas. A representação dos custos adotados pode ser redefinida e até ampliada para outros componentes, conforme pressuposições iniciais da equipe de planejamento e das diversas governanças para uma maior aderência à conservação dos habitats naturais. Um exemplo, é a implementação de plantio, em substituição à condução da regeneração proposta, o que eleva os custos do orçamento. Contudo, essa orientação é válida para locais onde a regeneração é fraca e ausente, sendo, dessa forma, mais eficaz para a implantação dos corredores. Esse tipo de intervenção silvicultural precisa ser focada na biodiversidade local, para garantir uma indicação correta das espécies a serem plantadas. A situação apresentada é estritamente necessária para integrar os fragmentos de alta relevância ecológica, exigindo a necessidade de se olhar cada componente da paisagem e suas relações ecológicas intrínsecas, de forma cientificamente aprofundada e específica antes da aplicação e implementação de qualquer sistema de planejamento e manejo da paisagem.

A dinâmica do estoque de carbono na paisagem demonstrou resultados importantes para a melhor gestão da paisagem, sendo evidenciado pela queda do estoque de carbono entre os anos de 2016 e 2024. A explicação dessa tendência é complexa e multifatorial, mas as ações planejadas pelo ECCOM demonstraram um poder de reversão da tendência em prol da vida silvestre. Torna-se, portanto, fundamental realizar o monitoramento dessas condições de alteração para uma melhor gestão no uso e na cobertura do solo. A condução da regeneração nos corredores ecológicos, por exemplo, tem reduzido impacto no estoque de carbono, o que é esperado, já que sua ocupação em termos de área é baixa. Contudo, uma vez estabelecida a rede ecológica, espera-se que se tenha a garantia de sua conservação por meio do monitoramento, a fim de se evitar ações de degradação e *leakage* no entorno.

Na programação, o modelo desenvolvido é flexível a adaptações locais, no que tange aspectos legais, políticos e de manejo da vegetação de cada região, o que o torna replicável. Por exemplo, o corredor ecológico de 30 m pode ser ampliado conforme a expectativa e disponibilidade no uso da terra. Do ponto de vista ecológico, e, com o intuito de consolidar os serviços ecossistêmicos aprimorados pelo modelo, recomenda-se ampliar o corredor até atingir 500 m de largura para formar áreas livres de efeito de borda e convertê-los em habitats (Ford *et al.*, 2019). Caso implementado, após um determinado período, que pode ser definido de caso a

caso, um fragmento de grandes dimensões será recriado, unificado, que servirá como um *in situ genetic pool*, inspirado na teoria da biogeografia de ilhas. Nesse ponto, há um ganho enorme de qualidade do ambiente quando se tem uma ampla variedade de ambientes disponíveis para a fauna. Portanto, a definição correta de como implementar a regeneração permite ampliar as chances de sucesso do projeto. Adicionalmente, áreas campestres também devem ser contempladas, assim como, áreas de carrasco, várzeas inundáveis, assim como, outros ecossistemas peculiares.

Estudos paralelos, como os de Moilanen e Ball (2009), aprofundam a complexidade de se utilizar métodos para apontar prioridades de caráter espacial para conservação com restrição de recursos financeiros. Alegam que nem todos os problemas têm uma solução linear e, portanto, para algumas situações complexas há a necessidade de uso de heurísticas, como alguns dos exemplos que citam, o Zonation, como um *software* apropriado. Outro *benchmark*, cujos autores (Dilkina *et al.*, 2016) buscam otimizar redes de corredores com a finalidade de auxiliar o *Ursus americanus* e o *Canis latran* no oeste de Montana, EUA. Há ainda a restrição de recursos e apontam a viabilização de uma solução concreta para a conectividade da paisagem para essas duas espécies por meio de modelagem MILP estruturada com uma variação da PCSTP sob restrição orçamentária da BCD. Como uma das soluções, priorizou as conexões compartilhadas, selecionando subconjuntos de fragmentos e corredores que maximizam a conectividade simultânea entre as duas espécies. Já adiante, Brodie *et al.* (2017) com a pesquisadora Dilkina estudaram alternativas viáveis para outras quatro espécies de mamíferos de médio a grande porte (*Gulo gulo*, *Ursus arctos horribilis*, *Puma concolor* e *Lynx canadensis*). Os autores utilizaram a MILP desenvolvida por Dilkina e Gomes (2010) e sobreporam à rede de circuito elétrico gerada pelo Circuitscape, em que as interseções e, por conseguinte, a elevada corrente normalizada somada das quatro espécies foram destacadas como prioritárias. Outros estudos como os de Wu, Shi e Zhang (2025) e Pashanejad *et al.* (2025) também envolvem a quantificação do estoque de carbono como elemento-chave para o aprimoramento de serviços ecossistêmicos, atrelando-a também ao LULC, buscando soluções factíveis de conexão. Essas soluções também existem por meio de outras plataformas e abordagens, tais como o InVEST e outros softwares que auxiliam na determinação de uma conexão da paisagem eficiente.

Em projetos avançados para o mercado de carbono, esse estudo, em específico, é um *framework* de planejamento espacial com aderência conceitual à algumas metodologias existentes nesse mercado. Esses resultados ampliam o alcance do modelo para além do

planejamento ecológico, aproximando-o de instrumentos econômicos. Como exemplo, o REDD+ é uma metodologia que adere a redução de emissões evitadas. E a ARR é indicada para a remoção ou sequestro de carbono por meio da condução da regeneração, assim como, eventuais plantios. Entretanto, o fato de aderir não condiz com a contemplação completa dos projetos de carbono, existindo outras nuances, inclusive metodológicas, que necessariamente precisarão de mais investimento caso essas ações de governança sejam encaradas também como investimento, o que de fato é sugerido. De acordo com a seleção do cenário 2, como o ideal, estima-se um potencial de US \$ 2 a 3 milhões em créditos de carbono no mercado voluntário REDD+ CCB *projects* (Argus, 2024), que podem ser obtidos das emissões evitadas. Todavia, como exemplo de *trade-off*, o custo da terra nesse estudo de caso não foi contemplado, sendo que, essa possibilidade de receita pode ser a forma de pagar os proprietários e *stakeholders* pelos serviços ecossistêmicos prestados ao cederem áreas estratégicas para a implantação de corredores ecológicos na paisagem contemplada. Essas ações compactuam com o propósito ESG e SDG desse modelo, implementando um *benefit sharing and social safeguard* adequado.

## 6. CONCLUSÃO

O procedimento ecológico utilizado no modelo ECCOM aplicado à espécie *Tapirus terrestris* na AEA demonstrou eficiência no planejamento da paisagem ao estabelecer conexões via corredores ecológicos no Cerrado, portanto, o objetivo foi alcançado. Em uma área desconectada, onde o estoque de carbono futuro estimado é de 2.992.794 Mg C (2040), sob a deriva de acontecimentos probabilísticos e estocásticos (BAU), ao adotar o melhor cenário para este estudo (cenário 2), o estoque de carbono na paisagem estimado para 2040 foi maximizado com um investimento de US\$ 400 mil. Essa situação gerou um cenário que interligou uma faixa otimizada de vegetação nativa, assegurando e garantindo na rede um estoque de carbono de 1.871.883 Mg C. Concomitantemente, houve a elevação do estoque de carbono da paisagem como um todo de 2.992.794 para 3.384.763 Mg C em 2040. Em paralelo, promoveu-se a oportunidade de reduzir as emissões de gases de efeito estufa em até 391.969 Mg C, correspondendo a 1.437.220 Mg CO<sub>2-eq.</sub>, levando em conta uma pequena porcentagem de CO<sub>2</sub> sequestrado. Por fim, com a realização da COP 30 em Belém, PA, esse modelo destaca-se como apropriado para o planejamento otimizado da paisagem, objetivando ações calculadas a favor da vida silvestre e da mitigação da Mudança Climática.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMATZKY, A. Identification of Cellular Automata. 1994.

ADRIAENSEN, F. *et al.* The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233–247, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6).

AKSOY, H.; KAPTAN, S. Simulation of future forest and land use/cover changes (2019–2039) using the cellular automata-Markov model. **Geocarto International**, v. 37, n. 4, p. 1183–1202, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10106049.2020.1778102>.

AL-BAKRI, J.; DUQQA, M.; BREWER, T. Application of remote sensing and GIS for modeling and assessment of land use/cover change in Amman, Jordan. **Journal of Geographical Information Science**, 2013.

AMUYOU, U. *et al.* Quantification of Above-Ground Biomass over the Cross-River State, Nigeria, Using Sentinel-2 Data. **Remote Sensing**, v. 14, n. 22, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs14225741>.

ANTONELLI, A. *et al.* Amazonia is the primary source of neotropical biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 23, p. 6034–6039, 2018.

ARAYA, Y.; CABRAL, P. Analysis and modeling of urban land cover change in Setúbal and Sesimbra, Portugal. **Remote Sensing**, v. 2, p. 1549–1563, 2010.

ARGUS VOLUNTARY CARBON MARKETS. Market prices, news and analysis. 2024. Disponível em: <https://view.argusmedia.com/rs/584-BUW-606/images/NET-Sample-report-Argus-Voluntary-Carbon-markets-2024-11-28.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2025.

AVITABILE, V. *et al.* An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1406–1420, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13139>.

BAGUETTE, M. *et al.* Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. **Biological Reviews**, v. 88, p. 310–326, 2013.

BAR-ON, Y.; PHILLIPS, R.; MILO, R. The biomass distribution on Earth. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 25, p. 6506–6511, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>.

BATTY, M.; COUCLELIS, H.; EICHEN, M. Urban systems as cellular automata. **Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science**, v. 24, p. 159–164, 1997.

BENDOR, T. *et al.* Modeling the spread of the Emerald Ash Borer. **Ecological Modelling** 197, 221–236. 2006.

BENINI, R.; ADEODATO, S. Economia da restauração florestal. Forest restoration economy. **The Nature Conservancy**. 2017.

BETTINGER, P. *et al.* Advanced Planning Techniques. **Forest Management and Planning**, p. 177–199, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809476-1.00008-4>.

BODIN, O.; SAURA, S. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. **Ecological Modelling**, v. 221, n.19, 2393-2405, 2010.

BOND, M. Principles for the design and evaluation of biological corridors. **Mathematical Optimization Ideas for Biodiversity Conservation**. 2003.

BOURGEOIS, M. *et al.* Graphab 3.0 User Manual. 2024.

BRASIL. Lei nº 15.042, de 11 de dezembro de 2024. Institui o Sistema Brasileiro de Comércio de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SBCE). Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2024/lei-15042-11-dezembro-2024-796690-publicacaooriginal-173745-pl.html>. Acesso em: 5 nov. 2025.

BRASIL. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Brasil 2040. Resumo Executivo. Brasília, 2015.

BRECKHEIMER, I. Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity. **Conservation Biology**. v. 28, p. 1584–1593, 2014.

BRODIE, J. *et al.* Connectivity conservation priorities for carnivores in the western United States and Canada. **Biological Conservation**, v. 210, p. 80–89, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.016>.

CALABRESE, J.; FAGAN, W. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. **Frontiers in Ecology and the Environment**. v. 2, p. 529–536, 2004.

CAMPEOL, G.; CAROLLO, S.; MASOTTO, N. Smart and Sustainable Planning for Cities and Regions. **Green Energy and Technology**. 2017. DOI 10.1007/978-3-319-44899-2\_18.

CAPOANE, V. FUSHIMI, M. Devastation of the cerrado of Mato Grosso do Sul and the advance of arenization in the pardo river watershed. **Discover Environment**, v. 2, p.111, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s44274-024-00150-1>.

CARVALHO, M. *et al.* Data mining applied to feature selection methods for aboveground carbon stock modelling. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 57, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.PAB2022.V57.03015>.

CAVALCANTI, R. Birds species richness and conservation in the cerrado region of Central Brazil. **Studies in Avian Biology**, v. 19, p. 244-249, 1999.

CHAVE, J. *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.

CHEN, G. *et al.* Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. **Nature Communications**, v. 11, p. 537, 2020.

CHICHILNISKY, G. The carbon market the Conference of the Parties for Combating Climate Change (COP 21), solutions and implementation. 2018.

CONGALTON, R.; GREEN, K. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. 2009.

COP 30. 2025. Disponível em: <https://cop30.br/pt-br/noticias-da-cop30/brasil-propoe-integracao-mundial-dos-mercados-de-carbono-na-cop30?> Acesso em: 14 jan. 2026.

COUCLELIS, H. From cellular automata to urban models: new principles for model development and implementation. **Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science**, v. 24, p. 165, 1997.

CUSHMAN, S.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 5, p. 691–703, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.12.002>.

DEADMAN P. *et al.* Colonist household decision making and land-use change in the Amazon Rainforest: an agent-based simulation. **Environment and Planning B**, v. 31, n. 5, p. 693 -709, 2004.

DEMAINE, E. *et al.* Node-weighted network design problems. **Combinatorica**, v. 28, n. 1, p. 23–46, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00493-008-2140-8>.

DILKINA, B. *et al.* Trade-offs and efficiencies in optimal budget-constrained multispecies corridor networks. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 9, p. 2019–2035, 2016. DOI:10.1007/s10980-016-0362-5.

DILKINA, B.; GOMES, C. Solving Connected Subgraph Problems in Wildlife Conservation. **CPAIOR**, p. 102–116, 2010.

DINIZ, I.; KITAYAMA, K. Colony densities and preferences for nest habitats of some social wasps in Mato Grosso State, Brazil (Hymenoptera, Vespidae). **Journal of Hymenoptera Research**, v. 3, p. 133-143, 1994.

DINIZ, I.; MORAIS, H. Lepidopteran caterpillar fauna of cerrado host plants. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 817-836, 1997.

DUNCANSON, L. *et al.* Aboveground biomass density models for NASA's Global Ecosystem, 2022.

DUTTA, T.; SHARMA, S.; CUSHMAN, S. Integrating patch stability and network connectivity for effective conservation planning. **Landscape Ecology**, v. 39, p. 1871–1885, 2024.

DYNAMICS INVESTIGATION (GEDI) LIDAR MISSION. **Remote Sensing of Environment**, v. 270, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112845>.

EPPS, C. *et al.* An empirical evaluation of the African elephant as a focal species for connectivity planning in East Africa. **Diversity & Distributions** v. 17, p. 603–612, 2011.

ERLIEN, C. *et al.* Complexity Theory and spatial simulations of land use/land cover dynamics: The use of “what if” scenarios for education, land management, and decision-making. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10106040608542404>.

FAO. 2023. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RL>. Acesso em: 10 jan. 2025.

FLETCHER, R, KOFORD, R. Spatial responses of Bobolinks (*Dolichonyx oryzivorus*) near different types of edges in northern Iowa. **Auk**, v. 120, n. 3, p. 799–810, 2003.

FLETCHER, R.; FORTIN, M. **Spatial Ecology and Conservation Modeling**. 2018.

FLOUDAS, C.; PARDALOS, P. **Encyclopedia of Optimization**. 2009.

FOLTÊTE, J. *et al.* Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat. **Software Impacts**, v. 8, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>.

FOLTÊTE, J.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. Graphab: A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 316–327, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>

FOODY, G. Remote Sensing Brief On the Compensation for Chance Agreement in Image Classification Accuracy Assessment. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 58, n. 10, p. 1459-1460, 1992.

FORD, A. *et al.* Effective corridor width: linking the spatial ecology of wildlife with land use policy. **European Journal of Wildlife Research**, p. 66-69, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01385-y>.

FRANÇOSO R. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity hotspot. **The Nature Conservancy**, v. 13, p. 35–40, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>.

GIDEY, E. *et al.* Cellular automata and Markov Chain (CA-Markov) model-based predictions of future land use and land cover scenarios (2015–2033) in Raya, northern Ethiopia. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 3, p. 1245–1262, 2017.

GIRARDET, X.; CONRUYT-ROGEON, G.; FOLTÊTE, J. Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? **European Journal of Wildlife Research**, v. 61, n. 5, p. 731-742, 2015.

GLOBAL WOOD DENSITY DATABASE. Disponível em: <https://www.cifor-icraf.org>. Acesso em: 20 fev. 2024.

GOEMANS, M.; WILLIAMSON, D. General Approximation Technique for Constrained Forest Problems. **SIAM Journal on Computing**, v. 24, n. 2, p. 296–317, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1137/S0097539793242618>.

GOURNARIDIS, D.; ZAIMES, G. GIS-based Multicriteria Decision Analysis Applied for Environmental Issues, the Greek Experience. **International Journal of Applied Environmental Sciences**, v. 7, n. 3, p. 307-321, 2012.

GREEN, D. Simulated effects of fire, dispersal and spatial pattern on competition within vegetation mosaics, **Vegetatio**, v. 82, p. 139–153, 1989.

HOUGHTON, R. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, v. 11, n. 6, p. 945–958, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x>.

HUANG, Y. *et al.* Simulating urban expansion and its impact on functional connectivity in the Three Gorges Reservoir Area. **The Science of the Total Environment**, v. 643, p. 1553–1561, 2018.

HWANG, F.; RICHARDS, D.; WINTER, P. The Steiner Tree Problem. **Annals of Discrete Mathematics**, v. 53, 1992.

IBD. Status and trends of compliance and voluntary carbon markets in Latin America. 2021.

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Manuais Técnicos em Geociências, n. 1, 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>

IBGE. Manual Técnico de Pedologia. Manuais Técnicos em Geociências, n. 4, 2015. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95017.pdf>

IBGE. 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ms/ribas-do-rio-pardo.html>.

IBGE. 2024a. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/bovinos/ms>

IMF. 2023. Disponível em: <https://climatedata.imf.org/pages/country-data>.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **Red list of threatened species**. 2008. Disponível em: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Acesso em: 20 out. 2025.

IPCC. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019. DOI 10.1017/9781009157988.

IPCC. Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022.

IPCC. Climate Change. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>.

JORDÁN, F. Ecological connectivity and corridor design: lessons from theory. **Environmental Management**, v. 26, n. 1, p. 71–75, 2000.

KAMARAJ, M. RANGARAJAN, S. Environmental Science and Pollution Research (2022) 29:86337–86348 Predicting the future land use and land cover changes for Bhavani basin, Tamil Nadu, India, using QGIS MOLUSCE plugin. **Research on Sustainable Developments for Environment Management**. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17904-6>.

KARP, R. Reducibility among combinatorial problems. **Complexity of Computer Computations**, p. 85–103, 1972.

KLINK, C.; MACHADO, R. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

KNAPP, N. *et al.* Model-assisted estimation of tropical forest biomass change: A comparison of approaches. **Remote Sensing**, v. 10, n. 5, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs10050731>.

KNAPP, N.; ATTINGER, S.; HUTH, A. A question of scale: Modeling biomass, gain and mortality distributions of a tropical forest. **Biogeosciences**, v. 19, n. 20, p. 4929–4944, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/bg-19-4929-2022>.

KOCH, A.; HUBAU, W.; LEWIS, S. L. Earth System Models Are Not Capturing Present-Day Tropical Forest Carbon Dynamics. **Earth's Future**, v. 9, n. 5, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2020EF001874>.

KOEN, E. *et al.* The effect of cost surface parameterization on landscape resistance estimates. **Molecular Ecology Resources**, v. 12, n. 4, p. 686–696, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2012.03123.x>.

KUMAR, S.; ARYA, S.; JAIN, K. A SWIR-based vegetation index for change detection in land cover using multi-temporal Landsat satellite dataset. **International Journal of Information Technology**, v. 14, n. 4, p. 2035–2048, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s41870-021-00797-6>.

KUMAR, S. *et al.* Moving beyond landscape resistance: considerations for the future of connectivity modelling and conservation science. **Landscape Ecology**, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01504-x>.

LACHER J. *et al.* Termite community composition and mound characteristics in two grassland formation in Central Brazil. **Biotropica**, v. 18, p. 356-359, 1986.

LANDIS J.; KOCH, G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**. V. 33, p. 159-174, 1973.

LANDSBERG, J.; GOWER, S. Applications of Physiological Ecology to Forest Management. 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-435955-0.X5000-6>.

LAND-USE PLANNING FOR REDD+. 2017. Disponível em: [www.fao.org/3/a-i5937e.pdf](http://www.fao.org/3/a-i5937e.pdf). Acesso em: 15 jan. 2025.

LI, X.; YEH, A. Urban simulation using principal components analysis and cellular automata for land-use planning. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 68, p. 341–351, 2002.

LILLESAND, T. Remote sensing and image interpretation. 2015.

LIU, X. *et al.* A future land use simulation model (FLUS) for simulating multiple land use scenarios by coupling human and natural effects. **Landscape and Urban Planning**, v. 168, p. 94–116, 2017.

MACARTHUR, R.; WILSON, E. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. 1967.

MAGNESS, D.; HUETTMANN, F.; MORTON, J. Using Random Forests to Provide Predicted Species Distribution Maps as a Metric for Ecological Inventory & Monitoring Programs. **Studies in Computation Intelligence (SCI)**, p. 209 – 229, 2008.

MANSON, S. Agent-based modeling and genetic programming for modeling land change in the Southern Yucatan Peninsular Region of Mexico. **Agriculture, Ecosystems, and Environment I**, v. 11, p. 47-62, 2005.

MARINHO-FILHO, J. *et al.* Diversity standards, small mammal numbers and the conservation of the cerrado biodiversity. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 66, p. 149-157, 1994.

MATHEY, A. *et al.* Forest planning using co-evolutionary cellular automata. **Forest Ecology and Management**, v. 239, p. 45–56, 2007.

MAURE, L. *et al.* Biodiversity and carbon conservation under the ecosystem stability of tropical forests. **Journal of Environmental Management**, v. 345, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118929>.

MAZARIS, A. *et al.* Evaluating the connectivity of a protected areas network under the prism of global change: the efficiency of the European Natura 2000 network for four birds of prey. **PLoS ONE**. v.8, 2013.

MCGARIGAL, K. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast range. **Ecological Monographs**, v. 65, n. 3, p. 235–260, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2937059>.

MCRAE, B. *et al.* Circuitscape: modeling landscape connectivity to promote conservation and human health. Relatório técnico. 2016. DOI: 10.13140/RG.2.1.4265.1126.

MCRAE, B. *et al.* Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. **Ecology**, v. 89, n. 10, p. 2712–2724, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>.

MCRAE, B.; SHAH, V.; MOHAPATRA, T. Circuitscape 4 User Guide. **The Nature Conservancy**, 2013. <http://www.circuitscape.org>. Acesso em: 15 mai. 2025.

MEDICI, E. *et al.* Conservação da anta brasileira (*Tapirus terrestris*) – Estratégias e desafios para a manutenção da espécie e de seus habitats no Brasil. **Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ)**. 2007.

MEDICI, E. *et al.* Movement ecology of vulnerable lowland tapirs between areas of varying human disturbance. **Movement ecology**. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s40462-022-00313-w>

MMA. Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado. Brasília, Brazil, 2014.

MOILANEN, A.; BALL, I. Heuristic and approximate optimization methods for spatial conservation prioritization. **Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools**, p. 58–69, 2009.

MUHAMMAD, R.; *et al.* Spatiotemporal Change Analysis and Prediction of Future Land Use and Land Cover Changes Using QGIS MOLUSCE Plugin and Remote Sensing Big Data: A Case Study of Linyi, China. **Land**, v. 11, n. 3, p. 419, 2022. DOI: 10.3390/land11030419.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45-50, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature14324>.

NEXTGIS, ASIA AIR SURVEY. MOLUSCE - Modules for Land Use Change Evaluation. Quick Help License. Disponível em: [https://github.com/nextgis/qgis\\_molusce/blob/master/src/molusce/doc/en/QuickHelp.pdf](https://github.com/nextgis/qgis_molusce/blob/master/src/molusce/doc/en/QuickHelp.pdf).

NOSS, R. Corridors in real landscape: reply to Simberloff and Cox. **Conservation Biology**, Malden, v. 1, p. 159-164, 1987.

NOSS, R.; CSUTI, B. Habitat Fragmentation. **Principles of conservation Biology**. 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associatesp, p. 269-304, 1997.

O’FARRILL, G.; GALETTI, M.; CAMPOS-ARCEIZ, A. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. **Integrative Zoology**, v. 8, n. 1, p. 4–17, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00316.x>.

OLIVEIRA FILHO, A. Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. 2006.

PADILLA, M.; DOWLER, R. *Tapirus terrestris*. **Mammalian Species**, v. 481, p. 1–8, 1994.

PAN, Y. *et al.* Partitioning regulatory mechanisms of within-host malaria dynamics using the effective propagation number. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 984–988, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1204588>.

PANDIT, S.; TSUYUKI, S.; DUBE, T. Exploring the inclusion of Sentinel-2 MSI texture metrics in above-ground biomass estimation in the community forest of Nepal. **Geocarto**

**International**, v. 35, n. 16, p. 1832–1849, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1588390>.

PARKER, D *et al.* Multi-agent systems for the simulation of land use and land cover change: a review. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 93, n. 2, p. 314-337, 2003.

PARSA, V.; YAVARI, A.; NEJADI, A. Spatio-temporal analysis of land use/land cover pattern changes in Arasbaran Biosphere Reserve: Iran. **Modeling Earth Systems and Environment** 2, 1–13, 2016.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 959-967, 2006.

PASHANEJAD, E. *et al.* A functional connectivity approach for exploring interactions of multiple ecosystem services in the context of agricultural landscapes in the Canadian prairies. **Ecosystem Services**. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101639>

PINHEIRO, C.; ORTIZ, J. Communities of fruit-feeding butterflies along a vegetation gradient in central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 19, p. 505-511, 1992.

PONTIUS, R.; MILLONES, M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407–4429, 2011. DOI: 10.1080/01431161.2011.552923.

REICHSTEIN, M.; CARVALHAIS, N. Aspects of Forest Biomass. The Earth System: Its Role and Major Unknowns, **Surveys in Geophysics**, v. 40, p. 693–707, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09551-x>.

REFLORA, Disponível em: <https://www.jbrj.gov.br>. Acesso em: 30 jun. 2023.

RÉJOU-MÉCHAIN, M. *et al.* Upscaling Forest Biomass from Field to Satellite Measurements: Sources of Errors and Ways to Reduce Them. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09532-0>.

RIES, L.; SISK, T. What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges. **Oikos**, v. 119, n. 10, p. 1636–1642, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18414.x>.

RÖDIG, E. *et al.* Spatial heterogeneity of biomass and forest structure of the Amazon rain forest: Linking remote sensing, forest modelling and field inventory. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 11, p. 1292–1302, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/geb.12639>.

ROSENBERG, D.; NOON, B.; MESLOW, E. Biological corridors: form, function, and efficacy. **BioScience**, v. 47, n. 10, p. 677–687, 1997.

SANO, E. *et al.* Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113–124, 2010.

SANTORO, M. *et al.* The global forest above-ground biomass pool for 2010 estimated from high-resolution satellite observations. **Earth System Science Data**, v. 13, n. 8, p. 3927–3950, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/essd-13-3927-2021>.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape Urban Planning**, 83(23) 91–103, 2007.

SCHEPASCHENKO, D. *et al.* Global Biomass Information: From Data Generation to Application. **Handbook of Clean Energy Systems**. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781118991978.Hces>.

SILVEIRA, E. *et al.* Object-based Random Forest modelling of aboveground forest biomass outperforms a pixel-based approach in a heterogeneous and mountain tropical environment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, p. 175–188, 2019.

SILVEIRA, F.; CAMPOS, M. A melissofauna de Corumbataí (SP) e Paraopeba (MG) e uma análise da biogeografia das abelhas do cerrado brasileiro (Hymenoptera, Apoidea). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 39, p. 371–401, 1995.

SINGH, S. *et al.* Predicting spatial and decadal LULC changes through cellular automata Markov chain models using earth observation datasets and geo-information. **Environmental Processes**, v. 2, p. 61–78, 2015.

SOTO-NAVARRO, C. *et al.* Mapping co-benefits for carbon storage and biodiversity to inform conservation policy and action, 2020.

SOUZA-NETO, A.; CIANCIARUSO, M.; COLLEVATTI, R. Habitat shifts shaping the diversity of a biodiversity hotspot through time: insights from the phylogenetic structure of Caesalpinioideae in the Brazilian Cerrado. **Journal of Biogeography**, v. 43, p. 340–350, 2016.

SUAREZ, A.; PFENNIG, K.; ROBINSON, S. Nesting success of a disturbance-dependent songbird on different kinds of edges. **Conservation Biology**, v. 11, n. 4, p. 928–935, 1997.

TALUKDER, B. Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) Technique for Evaluating Health Status of Landscape Ecology. **Landscape Ecology for Sustainable Society**, p. 39–49, 2018. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-74328-8\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-74328-8_3).

TILMAN, D. *et al.* Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, v. 546, p. 73–81, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature22900>.

TOFFOLI, T.; MARGOLUS, N. Cellular Automata Machines: A New Environment for Modeling, p. 200, 1987.

TURNER, I. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 200–209, 1996.

UNFCCC. Measurements for Estimation of Carbon Stocks in Afforestation and Reforestation Project Activities under the Clean Development Mechanism A Field Manual. 2015. Disponível em: [https://unfccc.int/resource/docs/publications/cdm\\_afforestation\\_field-manual\\_web.pdf](https://unfccc.int/resource/docs/publications/cdm_afforestation_field-manual_web.pdf). Acesso em: 30 nov. 2024.

USDA. Brazil's Agricultural Competitiveness: Recent Growth and Future Impacts Under Currency Depreciation and Changing Macroeconomic Conditions. Economic Research Report, n. 276, 2020. Disponível em: <https://www.ers.usda.gov/publications/pub-details?pubid=99426>. Acesso em: 30 ago. 2024.

USDA. 2021. Disponível em: <https://www.ers.usda.gov/amber-waves/2022/september/brazil-s-momentum-as-a-global-agricultural-supplier-faces-headwinds>. Acesso em: 30 ago. 2024.

USDA. Brazil's Momentum as a Global Agricultural Supplier Faces Headwinds Brazil's Agricultural Sector Has the Potential To Gain a Larger Share of the Global Market in Coming Years. 2022. Disponível em: <https://www.ers.usda.gov/amber-waves/2022/september/brazil-s-momentum-as-a-global-agricultural-supplier-faces-headwinds>. Acesso em: 29 ago. 2024.

VOGT, P. *et al* Mapping spatial patterns with morphological image processing. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 2, p. 171–177, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9013-2>.

WALZ, U. *et al*. Integrating time and the third spatial dimension in landscape structure analysis. **Landscape Research**, v. 41, n. 3, p. 279–293, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01426397.2015.1078455>.

WANG, W. *et al*. Land use optimization modelling with ecological priority perspective for large-scale spatial planning. **Sustainable Cities and Society**, v. 65, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102575>.

WANG, T.; WU, W.; XUE, X. Spatial-temporal changes of sandy desertified land during last 5 decades in northern China. **Vegetatio**, v. 82, n. 59, p. 203–212, 2004.

WARD, D.; PHINN, S.; MURRAY, A. Monitoring growth in rapidly urbanizing areas using remotely sensed data. **Professional Geographer**, v. 52, p. 371–386, 2000.

WARING, R.; SCHLESINGER, W. **Forest Ecosystems Concepts and Management**. 1985.

WHITE, R.; ENGELEN, G. High-resolution integrated modeling of spatial dynamics of urban and regional systems. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 24, p. 383–400, 2000.

WINTER, P. Steiner Problem in Networks: A Survey. **Networks**, v. 17, n. 2, p. 129–167, 1987. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/net.3230170203>.

WU, S.; Shi S.; Zhang, J. Evolution Analysis of Ecological Security Pattern in Forest Areas Coupling Carbon Storage and Landscape Connectivity: A Case Study of the Xiaoxing'an Mountains, China. **Forests**, v. 16, n. 2, p. 331, 2025.

WULDER, M. Object-based Random Forest modelling of aboveground forest biomass outperforms a pixel-based approach in a heterogeneous and mountain tropical environment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, p. 175–188, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.02.004>.

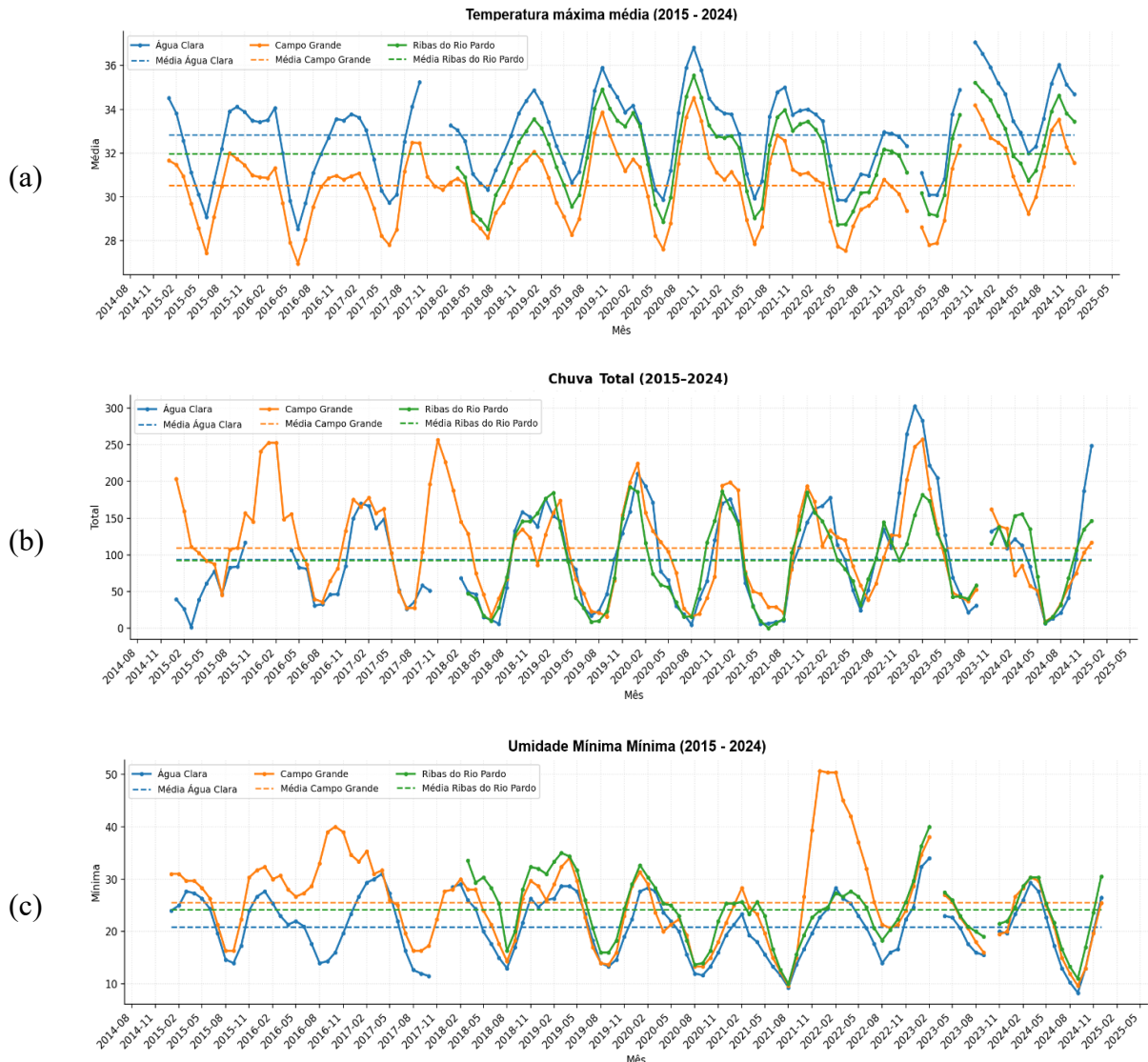
YANG, H. *et al.* Climatic and biotic factors influencing regional declines and recovery of tropical forest biomass from the 2015/16 El Niño. 2022.

ZHAO, G. LNEE 156 - Effects of Spatial Scale in Cellular Automata Model for Land Use Change, p. 101-106, 2013.

ZIMBRES, B. *et al.* Mapping the stock and spatial distribution of aboveground woody biomass in the native vegetation of the Brazilian Cerrado biome. **Forest Ecology and Management**, v. 499, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119615>.



## ANEXO B – VARIÁVEIS DE TEMPERATURA MÁXIMA MÉDIA (A), PRECIPITAÇÃO TOTAL (B) E UMIDADE MÍNIMA MÍNIMA (C) MENSAL (2015 – 2024)



Fonte: CEMTEC (<https://www.cemtec.ms.gov.br/bancodedados>)

Descrição do ANEXO B: gráficos extraídos do banco de dados do Centro de Monitoramento do Tempo e do Clima de Mato Grosso do Sul (CEMTEC). Esses gráficos representam 3 variáveis importantes relacionados com a Mudança Climática e que afetam diretamente o estado de qualquer formação florestal, são: temperatura máxima, umidade mínima e total de precipitação. Como *buffer* para essa análise climática comparou-se as informações dos municípios vizinhos Água Clara e Campo Grande e antecipou-se um ano em relação a escala temporal deste estudo com intuito de captar alguma anomalia climática. Dois pontos chamam a atenção 2020/2021 e 2023/2024. Eventos extremos de temperatura máxima ocorrem no verão desses intervalos com uma seca mais prolongada no inverno se comparados aos outros anos. Concomitantemente ocorreu uma queda abrupta de umidade no inverno do 2021 e 2024.

**ANEXO C - MATRIZ DE PROBABILIDADE DE TRANSIÇÃO ENTRE OS ANOS DE  
2016 E 2024**

<b>Coluna1</b>	<b>Cerrado Clímax</b>	<b>Cerrado Secundário</b>	<b>Reflorestamento</b>	<b>Construção / Infraestrutura</b>	<b>Curso d'água</b>	<b>Área sem floresta</b>
Cerrado Clímax	0,45	0,32	0,13	0	0	0,1
Cerrado Secundário	0,06	0,66	0,12	0	0	0,17
Reflorestamento	0,04	0,03	0,73	0	0	0,19
Construção / Infraestrutura	0	0	0,01	0,97	0	0,02
Curso d'água	0	0,02	0,01	0	0,94	0,03
Área sem floresta	0,01	0,07	0,17	0	0	0,76

**ANEXO D – RANKING DAS 10 MELHORES PERFORMANCES POR ÍNDICE DE  
CONECTIVIDADE, ÁREA E AGB**

Rank	dPC		dIIC		BC local		CF local		Área		AGB	
	id	índice	id	índice	id	índice	id	índice	id	ha	id	t
1°	12	0,3441176	12	0,229568	2	3,823E+16	14	1,035E+12	2	4956,406	23	340.240
2°	14	0,3133073	14	0,206046	5	3,463E+16	12	1,001E+12	1	3812,908	25	272.442
3°	16	0,1382938	20	0,104366	3	3,128E+16	13	8,273E+11	19	3649,564	2	265.276
4°	9	0,1165447	2	0,104254	6	3,001E+16	16	8,226E+11	9	3494,368	24	257.465
5°	20	0,1132242	9	0,100466	7	2,747E+16	11	7,672E+11	23	3488,586	19	224.004
6°	21	0,1031146	21	0,095728	4	2,4E+16	10	7,629E+11	3	2804,269	1	207.291
7°	2	0,0971589	22	0,089296	945	1,753E+16	15	7,565E+11	25	2733,287	1513	187.294
8°	22	0,0891053	23	0,086973	857	1,724E+16	18	7,45E+11	24	2579,518	9	187.091
9°	19	0,0834163	19	0,081411	895	1,674E+16	17	7,334E+11	1513	2546,689	1523	178.685
10°	23	0,0780207	1	0,076765	867	1,664E+16	9	7,117E+11	1523	2364,389	3	168.387

**ANEXO E - RANKING DAS PRINCIPAIS ABORDAGENS ECOLÓGICAS  
CONTEMPLADAS NA PAISAGEM**

<b>Abordagem 1: Prioriza a Integridade e Estrutura da Rede Principal</b>		<b>Abordagem 2: Prioriza Conexões e Stepping Stones Críticos</b>		<b>Abordagem 3: Prioriza Fragmentos com Projeção Alto Movimento de Tráfego Previsto</b>		<b>Abordagem 4: Prioriza Fragmentos com Alto Estoque de Carbono e Conectividade</b>	
ID	Normalizado	ID	Normalizado	ID	Normalizado	ID	Normalizado
12	0,92173	2	0,7376	14	0,85274	2	0,65131
14	0,82623	3	0,58075	12	0,85104	23	0,61049
2	0,43141	5	0,56344	16	0,62698	9	0,50338
9	0,41976	6	0,52063	9	0,58723	12	0,48138
20	0,37571	7	0,515	13	0,58284	19	0,47659
23	0,34281	12	0,49196	11	0,55222	3	0,43826
19	0,34222	4	0,44986	10	0,54957	24	0,43225
21	0,32561	14	0,43651	15	0,5386	1	0,42023
1	0,32083	9	0,40072	18	0,53695	14	0,41997
22	0,31192	8	0,31971	17	0,52658	<del>25</del>	<del>0,40569</del>

Descrição do ANEXO E: o número 25 tachado corresponde a exclusão do fragmento 25 por estar localizado em um componente afastado do componente dos outros 24 fragmentos que formaram a AEA.