



**PEDRO MACHADO NETO**

**MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE  
ÁREAS ATINGIDAS POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO  
NA BACIA DO RIO DOCE**

**LAVRAS - MG**

**2025**

**PEDRO MACHADO NETO**

**MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS ATINGIDAS  
POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO NA BACIA DO RIO DOCE**

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

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho

Orientadora

Profa. Dra. Marcela de Castro Nunes Santos Terra

Coorientadora

**LAVRAS - MG  
2025**

**Ficha de identificação da obra elaborada pelo(a) autor(a) através do Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA.**

Machado Neto, Pedro.

MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS ATINGIDAS POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO NA BACIA DO RIO DOCE / Pedro Machado Neto. 2025.

96 p. : il.

Orientadora: Soraya Alvarenga Botelho

Coorientadora: Marcela de Castro Nunes Santos Terra

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

1. indicadores ecológicos. 2. barragem de Fundão. 3. recuperação de áreas degradadas. I. Alvarenga Botelho, Soraya, orient. II. de Castro Nunes Santos Terra, Marcela, co-orient. III. Universidade Federal de Lavras. IV. Título.

**PEDRO MACHADO NETO**

**MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS ATINGIDAS  
POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO NA BACIA DO RIO DOCE**

**MONITORING RESTORATION INDICATORS IN AREAS AFFECTED BY IRON  
ORE TAILINGS IN THE RIO DOCE BASIN**

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

APROVADA em 24 de fevereiro de 2025

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho - UFLA

Prof. Dr. Israel Marinho Pereira - UFVJM

Dra. Natielle Gomes Cordeiro - UFLA

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho

Orientadora

Profa. Dra. Marcela de Castro Nunes Santos Terra

Coorientadora

**LAVRAS - MG  
2025  
AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Ciências Florestais e ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade e apoio à realização desta pesquisa.

À professora Soraya, pela orientação sempre motivada e disposta a ajudar.

A todos os funcionários do DCF/UFLA, especialmente aos do Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal - LASERF, por disponibilizar materiais, orientarem e realizarem as coletas.

A todos aqueles que dedicaram tempo e suor para a coleta de dados deste trabalho e a todos aqueles que de alguma forma doaram um pouco de si para que a conclusão deste trabalho e deste curso se tornasse possível.

Aos meus pais, Ivanilda e José pelo amor, apoio incondicional e por incentivarem e sonharem comigo.

Aos amigos que participaram de cada etapa dessa jornada e a tornaram mais leve e feliz.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG).

**MUITO OBRIGADO!**

## RESUMO GERAL

A degradação causada por rejeitos de mineração é um problema ambiental grave, com impactos em ecossistemas, comunidades e economias ao redor do mundo. No Brasil, os desastres de Mariana (2015) e Brumadinho (2019), em Minas Gerais, ilustram a seriedade desses problemas, causando danos ambientais e humanos. A restauração das áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, em Mariana, MG, é essencial para mitigar os danos e exige uma abordagem integrada que envolve governos, empresas e comunidades. Este incidente impulsionou diversos estudos voltados à recuperação ambiental e social dessas regiões. Especificamente, nosso estudo busca avaliar a recuperação das funções ecossistêmicas em áreas com rejeito de minério de ferro, monitoradas oito anos após o acidente de Mariana, por meio de indicadores de restauração ecológica. O estudo, realizado em oito áreas da bacia do Rio Doce (Mariana e Barra Longa, MG) avaliou treze indicadores ecológicos. Os resultados mostram que a restauração é um processo complexo. O estrato arbóreo teve pouco avanço em riqueza e diversidade, mas a altura média das árvores aumentou. A regeneração foi limitada por escassez de sementes, distúrbios e competição com gramíneas, embora alguns indicadores tenham melhorado localmente. O dossel avançou, e a cobertura do solo variou, exigindo manejo para reduzir gramíneas e favorecer herbáceas nativas. Os indicadores mais relevantes foram número de indivíduos e número de espécies no estrato regenerante, número de indivíduos e altura média do estrato arbóreo, e porcentagem de cobertura do solo por gramíneas. A restauração recente pode não ter sido suficiente para diferenciar áreas conservadas e antropizadas.

Palavras-chave: indicadores ecológicos; barragem de Fundão; recuperação de áreas degradadas.

## GENERAL ABSTRACT

The degradation caused by mining tailings is a serious environmental problem, with impacts on ecosystems, communities and economies around the world. In Brazil, the Mariana (2015) and Brumadinho (2019) disasters in Minas Gerais illustrate the seriousness of these problems, causing environmental and human damage. Restoring the areas affected by the collapse of the Fundão dam in Mariana, MG, is essential to mitigate the damage and requires an integrated approach involving governments, industries and communities. This incident has prompted several studies focused on the environmental and social recovery of these regions. This work seeks to evaluate the recovery of ecosystem functions in areas with iron ore tailings, monitored 8 years after the Mariana accident, using ecological restoration indicators. The study in eight areas of the Doce River basin (Mariana and Barra Longa, MG) evaluated thirteen ecological indicators. The results show that restoration is a complex process. The tree stratum showed little improvement in richness and diversity, but the average height of the trees increased. Regeneration was limited by seed scarcity, disturbance and competition with grasses, although some indicators improved locally. The canopy advanced, and ground cover varied, requiring management to reduce grasses and favor native herbaceous plants. The most relevant indicators were number of individuals and number of species in the regenerating layer, number of individuals and average height of the tree layer, and percentage of ground cover by grasses. Recent restoration may not have been enough to differentiate between conserved and anthropized areas.

Keywords: ecological indicators; Fundão dam; recovery of degraded areas.

## INDICADORES DE IMPACTO

A degradação ambiental causada por rejeitos de mineração representa um problema crítico, com impactos amplos sobre ecossistemas, comunidades e economias, como demonstrado pelos desastres de Mariana (2015) e Brumadinho (2019), em Minas Gerais. Este trabalho busca avaliar a recuperação das funções ecossistêmicas em áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, em Mariana, utilizando indicadores de restauração ecológica, 8 anos após o desastre. Os impactos do estudo são amplos e abrangem diferentes dimensões. O estudo contribui indiretamente para melhorar a qualidade de vida das populações afetadas, ao auxiliar na restauração dos ecossistemas. Tecnicamente, aprimora metodologias de monitoramento e fomenta ferramentas eficazes para recuperação ambiental, influenciando políticas e práticas de mineração responsável. Economicamente, viabiliza a retomada de atividades como agricultura e turismo ecológico, reduz custos relacionados à degradação e atrai investimentos em tecnologias verdes. Como benefício geral, o estudo oferece um modelo integrado e replicável para o monitoramento da restauração ecológica de ecossistemas degradados, que pode ser aplicado a outros territórios impactados por desastres de mineração, promovendo o desenvolvimento sustentável. Com caráter extensionista, o trabalho envolve parcerias com governos, empresas e ONGs, promovendo transferência de conhecimento e capacitação para gestores e comunidades. Nos eixos da Política Nacional de Extensão, destaca-se nas áreas de meio ambiente, educação, tecnologia e produção. O trabalho possui um caráter extensionista significativo, ao envolver e impactar diretamente a sociedade externa à UFLA. As comunidades afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, em Mariana, estão no centro das ações. A pesquisa envolve colaborações com empresas de mineração, órgãos governamentais, ONGs e instituições de pesquisa que atuam na recuperação ambiental. O trabalho está alinhado a vários Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, incluindo o ODS 6 (Água Limpa e Saneamento), ao promover a recuperação de ecossistemas que garantem água potável; ODS 9 (Indústria, Inovação e Infraestrutura), ao desenvolver tecnologias para práticas industriais responsáveis; ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), ao promover práticas de mineração sustentáveis; ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), ao mitigar os efeitos climáticos com a recuperação de vegetação; ODS 15 (Vida Terrestre), ao restaurar a biodiversidade e ecossistemas; e ODS 17 (Parcerias e Meios de Implementação), ao fomentar parcerias colaborativas para alcançar objetivos

sustentáveis, reforçando o compromisso com a Agenda 2030 e um desenvolvimento mais justo e sustentável.

## **IMPACT INDICATORS**

Environmental degradation caused by mining tailings represents a critical problem with wide-ranging impacts on ecosystems, communities and economies, as demonstrated by the Mariana (2015) and Brumadinho (2019) disasters in Minas Gerais. This study aims to assess the recovery of ecosystem functions in areas affected by the collapse of the Fundão dam in Mariana, using ecological restoration indicators, 8 years after the disaster. The impacts of the study are wide-ranging and cover different dimensions. The study contributes indirectly to improving the quality of life of affected populations by helping to restore ecosystems. Technologically, it improves monitoring methodologies and promotes effective tools for environmental recovery, influencing responsible mining policies and practices. Economically, it enables the resumption of activities such as agriculture and ecological tourism, reduces costs related to degradation and attracts investment in green technologies. As a general benefit, it offers an integrated and replicable model for monitoring the ecological restoration of degraded ecosystems, which can be replicated in other territories impacted by mining disasters, promoting sustainable development. With an extensionist character, the work involves partnerships with governments, companies and NGOs, promoting knowledge transfer and training for managers and communities. Within the axes of the National Extension Policy, it stands out in the areas of the environment, education, and technology and production. The work has a significant extensionist character, as it directly involves and impacts society outside UFLA. The communities affected by the collapse of the Fundão dam in Mariana are at the center of the actions. The research involves collaboration with mining companies, government bodies, NGOs and research institutions working on environmental recovery. The work is aligned with several UN Sustainable Development Goals (SDGs), including SDG 6 (Clean Water and Sanitation), by promoting the recovery of ecosystems that guarantee drinking water; SDG 9 (Industry, Innovation and Infrastructure), by developing technologies for responsible industrial practices; SDG 12 (Responsible Consumption and Production), by promoting sustainable mining practices; SDG 13 (Action Against Global Climate Change), by mitigating climate effects through the recovery of vegetation; SDG 15 (Terrestrial Life), by restoring biodiversity and ecosystems; and SDG 17 (Partnerships and

Means of Implementation), by fostering collaborative partnerships to achieve sustainable goals, reinforcing the commitment to the 2030 Agenda and fairer and more sustainable development.

## SUMÁRIO

	<b>PRIMEIRA PARTE .....</b>	<b>12</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>14</b>
<b>2.1</b>	<b>CONCEITOS E ASPECTOS REGULATÓRIOS RELACIONADOS À RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS.....</b>	<b>14</b>
<b>2.2</b>	<b>IMPACTO AMBIENTAL DA BARRAGEM DE FUNDÃO E SEUS IMPACTOS AMBIENTAIS.....</b>	<b>15</b>
<b>2.3</b>	<b>DIAGNÓSTICO DOS CENÁRIOS E ESTRATÉGIAS PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA .....</b>	<b>17</b>
<b>2.4</b>	<b>MÉTODOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS DEGRADADAS.....</b>	<b>21</b>
<b>2.5</b>	<b>Monitoramento e avaliação dos projetos de restauração ecológica.....</b>	<b>25</b>
<b>2.6</b>	<b>INDICADORES ECOLÓGICOS PARA AVALIAÇÃO DE ÁREAS EM RESTAURAÇÃO</b>	<b>27</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>29</b>
<b>3.1</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DA BACIA DO RIO DOCE.....</b>	<b>29</b>
<b>3.2</b>	<b>ÁREAS DE ESTUDO.....</b>	<b>30</b>
<b>3.3</b>	<b>SELEÇÃO DOS INDICADORES DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....</b>	<b>35</b>
<b>3.4</b>	<b>AMOSTRAGEM E COLETA DOS DADOS .....</b>	<b>36</b>
3.4.1	Estrato arbóreo.....	37
3.4.2	Estrato regenerante .....	38
3.4.3	Cobertura do dossel .....	39
3.4.4	Cobertura do solo .....	40
<b>3.5</b>	<b>ANÁLISES DOS DADOS .....</b>	<b>41</b>
3.5.1	Evolução do processo de restauração nas áreas com rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce.....	41
3.5.2	Seleção dos melhores indicadores ecológicos para avaliação do processo de restauração em áreas com rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce .....	42
3.5.3	Efeito da matriz de entorno sobre a restauração das áreas com rejeito de mineração de ferro, na Bacia do Rio Doce .....	44
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>45</b>
	<b>SEGUNDA PARTE – ARTIGO.....</b>	<b>53</b>

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>54</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>56</b>
<b>2.1</b>	<b>ÁREAS DE ESTUDO.....</b>	<b>56</b>
<b>2.2</b>	<b>COLETA DOS DADOS.....</b>	<b>57</b>
<b>2.3</b>	<b>ANÁLISES DOS DADOS.....</b>	<b>57</b>
2.3.1	Evolução do processo da restauração ecológica.....	57
2.3.2	Seleção dos melhores indicadores ecológicos.....	58
2.3.3	Efeito da matriz ambiental sobre a restauração ecológica.....	58
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>59</b>
<b>3.1</b>	<b>EVOLUÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....</b>	<b>59</b>
3.1.1	Estrato arbóreo.....	59
3.1.2	Estrato regenerante.....	63
3.1.3	Cobertura do dossel.....	68
3.1.4	Cobertura do solo.....	69
<b>3.2</b>	<b>SELEÇÃO DOS MELHORES INDICADORES ECOLÓGICOS.....</b>	<b>73</b>
<b>3.3</b>	<b>EFEITO DA MATRIZ AMBIENTAL SOBRE A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....</b>	<b>75</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÕES.....</b>	<b>78</b>
<b>4.1</b>	<b>EVOLUÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....</b>	<b>78</b>
4.1.1	Estrato arbóreo.....	78
4.1.2	Estrato regenerante.....	79
4.1.3	Cobertura do dossel.....	80
4.1.4	Cobertura do solo.....	81
<b>4.2</b>	<b>SELEÇÃO DOS MELHORES INDICADORES ECOLÓGICOS.....</b>	<b>82</b>
<b>4.3</b>	<b>EFEITO DA MATRIZ AMBIENTAL SOBRE A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....</b>	<b>83</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>83</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>85</b>
	<b>TERCEIRA PARTE.....</b>	<b>90</b>
	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>90</b>
	<b>APÊDICE A - VALORES MÉDIOS DAS VARIÁVEIS AVALIADAS</b>	
	<b>NAS ÁREAS ESTUDADAS.....</b>	<b>92</b>

## PRIMEIRA PARTE

### 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os minerais são componentes indispensáveis de muitos produtos usados pela sociedade moderna, desempenhando um papel crucial tanto para a economia, quanto para a população. Cada brasileiro consome, anualmente, cerca de 5,4 toneladas de insumos minerais; baseando-se em uma expectativa de vida de 70 anos, esse consumo chega a 328 toneladas (Araújo, 2017). O setor mineral vem sendo responsável por cerca de 2,4% do PIB do Brasil e, por aproximadamente, 830 mil empregos diretos em 2021, o equivalente a 10,5% dos empregos da indústria (Ministério de Minas e Energia, 2023).

Apesar da grande importância social e econômica da mineração para o país, uma consequência negativa inerente a essa atividade é a geração de resíduos. Volumes consideráveis de materiais sólidos não aproveitados economicamente são gerados, classificados como estéreis e rejeitos (Moraes *et al.*, 2017). Os estéreis são os materiais escavados, gerados pelas atividades de extração (ou lavra) no decapeamento da mina, não têm valor econômico e ficam, geralmente, dispostos em pilhas; os rejeitos são resíduos resultantes dos processos de beneficiamento a que são submetidas outras substâncias (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012).

A degradação causada por rejeitos de mineração é um problema ambiental que afeta ecossistemas, comunidades e a economia em diversas partes do mundo. Dois exemplos notáveis no Brasil são os rompimentos das barragens de Mariana, em 2015 e Brumadinho, em 2019, no estado de Minas Gerais. O rompimento dessas barragens resultaram em desastres ambientais e humanos, destacando a gravidade dos problemas associados aos rejeitos de mineração e a necessidade de medidas mitigatórias.

A restauração ecológica das áreas afetadas pelo rompimento das barragens, em Mariana e Brumadinho, é crucial para mitigar os danos ambientais e sociais causados pelo desastre. Trata-se de um desafio complexo que requer uma abordagem integrada, envolvendo governos, indústrias e comunidades. As técnicas e medidas visando a recuperação ecológica

das áreas atingidas pelo rejeito do rompimento da Barragem do Fundão, em Mariana, e a mitigação dos impactos vêm sendo realizados pela equipe da Fundação Renova<sup>1</sup>.

O programa de restauração ecológica da Fundação Renova objetiva a recuperação da área diretamente impactada pelo rompimento da barragem de Fundão (área com depósito de rejeitos localizada nos municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado – MG), por meio de: reconformação das calhas, margens e controle de processos erosivos; revegetação emergencial; restauração florestal das áreas de preservação permanente e florestas afetadas, e restituição dos ambientes agrícolas produtivos (Fundação Renova, 2018).

Diante deste cenário, a avaliação e o monitoramento do processo de recuperação ecológica se torna parte necessária, com o objetivo de confirmar e aferir o sucesso das ações implementadas na área (Engel & Parrotta, 2003), de avaliar a trajetória, ou seja, como anda o processo de recuperação ecológica das áreas, a fim de intervir caso este não esteja atingindo as metas definidas, ou a trajetória desejada, evitando assim perda de tempo e recursos aplicados (Brançalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015), principalmente devido às incertezas do comportamento do rejeito durante o processo de recuperação ecológica (Andrade, 2022).

Este acidente trouxe em pauta a temática da recuperação (ambiental e social) das áreas afetadas pelo rejeito de mineração, o que tem instigado uma série de estudos, como: Silva (2020), Ribeiro (2021), Bandeira *et al* (2022) e Andrade (2022). Neste trabalho, procura-se responder três questionamentos: a) Já é possível identificar uma evolução do processo de restauração em um período de apenas oito anos?; b) O estado de conservação da matriz ambiental contribui para a restauração das áreas estudadas?; c) Quais são os indicadores ecológicos mais correlacionados com a restauração destas áreas?

A partir disso, o objetivo deste trabalho é avaliar, por meio de indicadores de restauração ecológica, a recuperação da estrutura e de funções ecossistêmicas em áreas com depósito de rejeito de minério de ferro na Bacia do Rio Doce. Esta análise foi realizada com foco em três objetivos específicos: (I) compreender a evolução destas áreas em processo de restauração em termos funcionais e estruturais; (II) avaliar o efeito da matriz de entorno nas

---

<sup>1</sup> A Fundação Renova foi a entidade responsável pela mobilização inicial para a reparação dos danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG. Em 25 de outubro de 2024, foi assinado oficialmente o Acordo de Repactuação, que estabeleceu novas bases para as ações de reparação e compensação dos danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão (Reparação Bacia do Rio Doce, 2025).

áreas em restauração; (III) selecionar os melhores indicadores ecológicos para avaliação do processo de restauração em áreas com rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce.

Este trabalho é apresentado em duas partes: a primeira parte da dissertação teve como objetivo apresentar uma introdução geral ao contexto e à metodologia aplicada. Já a segunda parte, apresenta um artigo com os resultados, as discussões e as considerações finais.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Conceitos e aspectos regulatórios relacionados à restauração de áreas degradadas**

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) define a degradação da terra como um processo no qual a capacidade produtiva da terra e a habilidade de sustentar a biodiversidade, fornecer serviços ecossistêmicos e manter a produtividade declinam devido a fatores como atividades humanas, má gestão ou causas naturais. Este conceito abrange o esgotamento da fertilidade do solo, erosão, salinização, desmatamento e outras formas de danos ao ecossistema. Sob a estrutura do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da FAO, a degradação da terra é medida por meio de indicadores como carbono orgânico do solo, produtividade e cobertura da terra (FAO, 2024).

No Brasil, área degradada é definida como aquela que não pode naturalmente retornar a um ecossistema semelhante ao estado inicial, sendo difícil restaurá-la completamente, e possível apenas recuperá-la (ICMBIO, 2014). O termo restaurar refere-se a alcançar a restituição do ecossistema o mais próximo possível ao original, enquanto o termo recuperar significa melhorar as condições ambientais sem necessariamente restaurar completamente o ecossistema original (Brasil, 2000).

Outros conceitos, como, reabilitação; recomposição; e reflorestamento, são utilizados, além da restauração e da recuperação, no entanto, todos, podem ser englobados pelo termo restauração ecológica (Sampaio *et al.*, 2021), que é o processo de auxiliar o restabelecimento de um ecossistema após ser degradado, danificado ou destruído (SER, 2019).

A restauração ecológica de áreas degradadas no Brasil está sujeita a uma série de leis e regulamentos, tanto a nível federal quanto estadual e municipal, como: no artigo 225 da Constituição Federal de 1988, na Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA (Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981), no Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), na Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017). A Instrução Normativa nº 14, de 01 de julho de 2024 do IBAMA estabelece procedimentos para elaboração, análise, aprovação e acompanhamento da execução de projeto de recuperação de área degradada em todos os biomas e fisionomias. Além disso, órgãos ambientais estaduais tem competência para emitir normativas e instruções técnicas específicas para orientar a restauração de diferentes tipos de áreas degradadas, como áreas de mineração, áreas urbanas degradadas, entre outras.

Os desafios de restaurar áreas degradadas são diversos, um exemplo é a matriz de entorno dessas áreas, que desempenha papel crucial, já que ela pode facilitar ou dificultar o movimento de espécies entre as áreas. Tal papel pode ser comprometido devido a fragmentação florestal, causada pela remoção da vegetação natural, geralmente para agricultura, pecuária ou urbanização e a extração de recursos minerais (mineração).

Em áreas com rejeitos de mineração, como o caso das áreas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão em Mariana, Minas Gerais em 2015, os desafios são ainda mais intensificados, devido a alteração das propriedades físicas e químicas do solo e superar esses desafios requer abordagens integradas que incluam técnicas eficazes, monitoramento contínuo e avaliação da recuperação ecológica das áreas degradadas.

## **2.2 Rompimento da barragem de Fundão e seus impactos ambientais**

As barragens de rejeitos são estruturas de engenharia destinadas a armazenar com segurança os resíduos gerados no tratamento de minérios, neste caso minerais de óxido de ferro, principalmente a hematita (Sanchez *et al.*, 2018). No dia 5 de novembro de 2015, a barragem de Fundão, da mineradora Samarco, localizada em Bento Rodrigues, no Município de Mariana, Minas Gerais, rompeu. A enxurrada de lama composta pelos rejeitos de mineração destruiu o subdistrito, causando 19 mortes, desalojando mais de 600 pessoas e deixando milhares sem água (Governo do Estado de Minas Gerais, 2016) e é considerado uma

das maiores e mais graves tragédias socioambientais do Brasil (Lacaz; Porto e Pinheiro, 2017).

A tragédia provocou graves danos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Doce, com 39 milhões de metros cúbicos de rejeitos espalhando-se sobre o curso do córrego Santarém e, por consequência, nos rios Gualaxo do Norte, rio do Carmo, e Rio Doce (Fundação Renova, 2028) por mais de 600 quilômetros até o litoral do Espírito Santo (Governo do Estado de Minas Gerais, 2016).

Segundo Carmo et al (2017) e Sanchez et al (2018) o efeito do rompimento sucedeu da seguinte forma: O rejeito da Barragem de Fundão, em forma de uma massa viscosa, escoou rapidamente pelo vale do córrego Santarém, uma área íngreme e estreita. O fluxo erodiu o leito e as margens do córrego, carregando sedimentos e vegetação; cobriu a comunidade de Bento Rodrigues, localizada a 6 km da barragem, destruindo a maioria das casas e edificações, em Paracatu de Baixo, Gesteira e Barra Longa, que estão a 76 km de distância da barragem. Foram afetados aproximadamente 2.000 hectares de terra ao longo do rio. Ao longo do percurso rio abaixo, parte dos rejeitos ficou retida no reservatório de uma usina hidrelétrica, interrompendo a geração de eletricidade, o abastecimento de água foi suspenso em várias cidades e quando chegaram ao oceano, os rejeitos formaram uma extensa pluma de turbidez. A área de vegetação natural devastada foi estimada em 1.469 hectares (Fernandes *et al.* 2016).

Os sedimentos do rejeito enterraram os locais percorridos, resultando no desaparecimento e assoreamento das várzeas mais baixas e terraços, bem como gerando uma nova realidade, áreas degradadas cobertas por tecnossolo (Schaefer *et al.*, 2016). Tecnossolo é um termo usado para descrever solos formados por ações antrópicas. Suas propriedades e gênese têm origem em materiais, como: lodos, resíduos da construção civil, domésticos, industriais e da mineração. Para ser classificado como tecnossolo, o solo artificial formado deve conter mais de 20% de material tecnogênico na camada superficial, nos primeiros 100 cm de profundidade (WRB, 2015).

Sobre o solo foi depositado um rejeito complexo composto por areia, silte, argila e resíduos orgânicos de natureza mineralógica única, resultante de atividades de mineração e seu processamento. Trata-se de um tecnossolo praticamente estéril, desprovido de estrutura e com teores muito baixos de matéria orgânica, em forte contraste com os antigos Neossolos

Flúvicos, Gleissolos e Cambissolos, na maioria eutróficos, hoje truncados e enterrados. (Schaefer *et al.*, 2016).

A atividade biológica sofreu grandes interferências, principalmente devido aos baixos teores de nutrientes e carbono no solo, além dos altos níveis de ferro presentes no sistema (Couto *et al.*, 2021). A lama depositada como tecnossolo na Bacia do Rio Doce é quimicamente pobre, mas os problemas físicos parecem ser mais significativos que os químicos para a recuperação ambiental na área. A exemplo, quatro meses após o desastre, houve assentamento e selamento do solo (hard-setting), formando uma crosta de areia fina e silte extremamente dura à penetração (Schaefer *et al.*, 2016), que pode atrapalhar na revegetação da área por impedir ou dificultar o crescimento de plantas (Silva *et al.*, 2016).

Ao longo dos vales dos rios afetados, em que os sedimentos do rejeito permanecem sem vegetação, ocorre uma rápida erosão superficial causada pela chuva, levando à liberação de rejeitos finos aos rios, resultando em um aumento na suspensão de sedimentos finos, nos sólidos suspensos totais e na turbidez; assim, espera-se que à medida que a vegetação seja recomposta nas planícies de inundação, esta contribuição de rejeitos finos através do escoamento superficial diminuía (Fundação renova, 2018).

Todos esses fatores combinados, indicam a dificuldade de estabelecer uma restauração ecológica ou cultivo agrícola nesses ambientes (Silva *et al.*, 2016). Ao mesmo tempo que desafiador, a restauração ecológica destas áreas tem extrema importância, uma vez que é crucial garantir a qualidade dos recursos hídricos e do solo, e mitigar os impactos ocorridos.

### **2.3 Diagnóstico dos cenários e estratégias para a restauração ecológica**

As práticas ligadas à restauração ecológica são antigas, no entanto, começou a se desenvolver como ciência na década de 1980, incorporando conceitos da ecologia nos projetos de recuperação ambiental e tornando possível desenvolver modelos e técnicas destinadas a áreas em diferentes níveis de degradação (WWF- Brasil, 2017). A restauração ecológica envolve uma combinação de técnicas e abordagens baseadas em princípios ecológicos e conhecimento científico para promover a resiliência e a sustentabilidade dos ecossistemas (SER, 2019).

O planejamento dos projetos de restauração, segue diversas etapas como: a avaliação do estado das áreas degradadas e áreas de referência (diagnóstico), definição de metas e objetivos, seleção das técnicas e metodologias e considerações socioeconômicas e culturais (EMBRAPA, 2021).

A decisão de qual abordagem utilizar nos projetos de restauração está focada, principalmente, na resiliência da área, ou seja, em sua capacidade de auto recuperação (Brancalion *et al.*, 2016). Nesse sentido, o diagnóstico é crucial para o sucesso da restauração, pois envolve entender os fatores de degradação e avaliar a resiliência e o potencial de regeneração natural da área (Sampaio *et al.*, 2021)

O diagnóstico detalhado das áreas do projeto é fundamental na restauração ecológica, pois permite identificar as condições do ecossistema e definir as melhores estratégias e técnicas para alcançar resultados eficientes e sustentáveis (Moraes, L.F.D. *et al.*, 2010). Isso inclui avaliar o solo, a presença de espécies exóticas invasoras e as condições para regeneração natural. Esse diagnóstico orienta a escolha de estratégias, como restauração passiva ou ativa, e determina os recursos necessários para o sucesso do projeto (Urruth, L. M., *et al.*, 2023).

As estratégias de restauração devem ser planejadas para gerenciar as causas da degradação e os fatores que dificultam a regeneração, como a chegada de propágulos, a germinação, o estabelecimento e o crescimento das plântulas, e potencializar a regeneração natural (Sampaio *et al.*, 2021). Isso aumenta significativamente as chances de sucesso da restauração, pois as ações são direcionadas exatamente para onde são mais necessárias, maximizando os recursos e os resultados obtidos.

Avaliar inicialmente alguns aspectos, como, o estado de conservação do solo e a localização dessas áreas com relação às florestas nativas remanescentes, na matriz de entorno é de extrema importância (Holl & Aide, 2011). Cada área a ser restaurada deve ser descrita observando-se a formação da vegetação original (florestal, savânica ou campestre), o uso do solo mais recente (agricultura, pastagem, mineração, outros), as características do solo (tipo de solo, declividade, presença de processos erosivos, entre outros aspectos) e o potencial de regeneração natural da vegetação nativa (EMBRAPA, 2021).

### 2.3.1 Estado de conservação do solo

O solo desempenha papel fundamental na restauração ecológica, pois, serve como base física para o crescimento das plantas, fornece água e nutrientes essenciais através de sua composição orgânica e mineral, e abriga uma grande diversidade de micro-organismos que são essenciais para a decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e saúde geral do ecossistema (Moraes L.F.D. *et al.*, 2008). Portanto, entender e recuperar a qualidade do solo é crucial para promover o sucesso da restauração de áreas degradadas.

A restauração ecológica deve ter como primeira condição um solo saudável, que sustente o estabelecimento de uma comunidade vegetal pelo processo de regeneração natural (Moraes L.F.D. *et al.*, 2008). A saúde do solo é a capacidade do solo em manter a produtividade animal e vegetal, manter ou melhorar a qualidade do ar e da água e promover a saúde vegetal e animal (Doran e Zeiss, 2000).

Segundo FAO (2024), a saúde do solo pode ser avaliada de duas formas: uma em que se compara o solo com um ideal absoluto, considerando propriedades ideais como profundidade, fertilidade, bom manejo e fornecimento hídrico adequado, independentemente do uso. Uma outra abordagem avalia o solo em função de sua adequação ao uso específico atual. Por exemplo, um solo raso e levemente ácido pode ser excelente para uma floresta de pinheiros, tendo boa saúde relativa para essa vegetação. No entanto, sob uma análise absoluta, esse só seria considerado de saúde baixa para outras utilizações, como a agrícola, que exigia características muito diferentes.

A degradação do solo é geralmente associada a processos erosivos, podendo resultar na queda de seus níveis de fertilidade, pela redução nos teores e na qualidade da matéria orgânica e pela redução nos teores dos macronutrientes e dos micronutrientes complicando a recolonização desses locais para muitas das espécies originais (Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A., 2005).

As superfícies rochosas, solos compactados e pilhas de estéril resultantes da mineração são exemplos de ambientes desafiadores para a vegetação. As superfícies rochosas geralmente suportam uma vegetação especializada e endêmica, difícil de recompor, enquanto áreas desconfiguradas como voçorocas e pilhas de estéril tendem a abrigar plantas ruderais de ampla distribuição (Sampaio *et al.*, 2021).

No caso das áreas que receberam depósito de rejeito de minério de ferro da barragem de Fundão, em Mariana, MG, tem-se a formação de um tecnossolo quimicamente pobre, e formação de uma crosta de areia fina e silte extremamente dura à penetração (Schaefer *et al.*, 2016).

### 2.3.2 Estado de conservação da matriz de entorno

Existem evidências claras de que a conservação e restauração da biodiversidade em paisagens degradadas podem ser fortalecidas através da escolha cuidadosa da localização de áreas protegidas e técnicas de gestão para regeneração e reflorestamento (Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A., 2005).

A matriz de entorno desempenha papel crucial na restauração ecológica, pois pode facilitar ou dificultar o movimento de espécies entre áreas fragmentadas. O isolamento das áreas pode diminuir e até eliminar a colonização de espécies e o fluxo gênico, além de impedir acesso aos recursos localizados fora da mancha de habitat (Shafer, 1990; Pardini, R., *et al.*, 2010; Prevedello, JA, & Vieira, MV., 2010; Arroyo-Rodríguez, V., *et al.*, 2017). O tamanho de cada área remanescente, o tempo de isolamento, a distância entre áreas remanescentes e o tipo de ambiente que as envolve, são cruciais para determinar como as espécies respondem à fragmentação (Pires, Fernandez, Barros, 2006) e estas características provavelmente terão efeito sobre novas áreas em formação.

A dispersão de sementes é um mecanismo essencial para a recolonização de áreas degradadas (Barbosa *et al.*, 2012) e uma matriz conservada com áreas de vegetação nativa, pode proporcionar fonte de sementes, esporos e outros propágulos necessários para a regeneração, ajudando a restaurar a conectividade ecológica e uma recuperação mais rápida. Enquanto uma matriz antropizada pode ser fonte de focos de incêndios e poluição funcionando como barreiras à regeneração natural. A análise e compreensão da matriz de entorno é, portanto, essencial para o sucesso de projetos de restauração ecológica.

A capacidade de regeneração natural de uma área degradada varia conforme o seu grau de perturbação e é a matriz de entorno, que vai atuar como fonte de propágulos. Segundo a EMBRAPA, 2021 áreas com alto potencial possuem elevada densidade e diversidade de

plântulas ou rebrotas de espécies regenerantes nativas em fase inicial de desenvolvimento, baixa presença de espécies daninhas, invasoras ou ruderais exóticas, solo coberto por vegetação e não compactado e remanescentes naturais próximos (até 200 m). Já áreas com baixo potencial possuem pouca vegetação nativa, alta presença de invasoras, solo exposto e compactado, e ausência de remanescentes próximos (mais de 600 m).

A partir desta avaliação, métodos como: isolamento ou retirada de fatores de degradação (como, trânsito e pastoreio de animais, veículos, máquinas e implementos agrícolas, recorrência de incêndios, extração de madeira, atividades de roçadas e deriva de herbicidas); condução da regeneração natural e enriquecimento, podem ser utilizados (Nave *et al.*, 2015), ou haverá necessidade de se utilizar método de regeneração artificial em área total.

#### **2.4 Métodos de restauração ecológica de áreas degradadas**

A escolha do método de restauração para um sistema degradado depende da viabilidade de recuperação natural e do estado final desejado para o ecossistema. A viabilidade de recuperação por meios naturais é influenciada pela resiliência do ecossistema (entendida como o grau e a rapidez com que ele retoma sua estrutura e função originais após uma perturbação (Westman, 1978), pelo nível de degradação causado por atividades humanas e pelas características da paisagem que envolve a área em questão (Holl, K. D., & Aide, T. M., 2011). Em síntese, resiliência é a capacidade de restauração de uma área pelos meios naturais.

Existem casos em que as áreas possuem potencial de resiliência e possibilita o recobrimento natural pela regeneração (regeneração natural) e outros casos, onde o nível de degradação leva à necessidade de recobrimento artificial (regeneração artificial) usando outra metodologia (SER, 2019).

Em áreas com uso agrícola ou pecuário prolongado, a resiliência do solo é reduzida devido ao uso constante de herbicidas, ao preparo do solo e à roçagens. Em contrapartida, áreas de baixa aptidão agrícola ou usadas para plantios florestais têm maior potencial de regeneração natural, devido ao uso menos intensivo do solo. Em casos mais severos, como áreas de mineração, onde o solo superficial é removido, a restauração requer intervenção humana para reintroduzir a vegetação. O tipo de vegetação original também influencia, com

áreas de Cerrado, Caatinga e Floresta Estacional Decidual mostrando maior resiliência devido à capacidade de rebrota dos indivíduos após distúrbios (Davide & Botelho., 2015, Brancalion *et al.*, 2016).

O objetivo de cada método, de restauração ecológica é restabelecer a estrutura e garantir a diversidade funcional dos ecossistemas, por meio do resgate da biodiversidade, das funções e processos que promovem a sua sustentabilidade ao longo do tempo; sendo recomendada de acordo com o potencial de auto recuperação de cada área, detectada na etapa do diagnóstico, a fim de aproveitar ao máximo o potencial existente no local, e redução nos custos do projeto (WWF, 2017).

A Lei 12.727, de 17 de outubro de 2012, estabelece que a recomposição (aqui definida como restauração ecológica) pode ser feita, isolada ou conjuntamente, pelos métodos: I - condução de regeneração natural de espécies nativas; II - plantio de espécies nativas (regeneração artificial); III - plantio de espécies nativas conjugado com a condução da regeneração natural de espécies nativas; e IV - plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% (cinquenta por cento) da área total a ser recomposta. Nesse sentido um diagnóstico estratégico mostra-se como de importância fundamental para uma análise das potencialidades e escolha de cada método.

Diante da complexidade de situações ambientais e níveis de impacto encontrados na restauração, diferentes abordagens podem e devem ser aplicadas, tanto na definição das ações de restauração como no monitoramento dos projetos (Martins, S.V., *et al.*, 2014).

#### 2.4.1 Regeneração Natural

Em locais onde o desmatamento é recente e ainda há árvores, mudas e sementes nativas, a recuperação pode ocorrer naturalmente e de forma mais rápida, especialmente se novas perturbações forem evitadas (Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A., 2005). A regeneração natural é o processo pelo qual ecossistemas degradados ou perturbados se recuperam através de mecanismos naturais, sem intervenção humana direta (Chazdon *et al.*, 2017). Uma abordagem de restauração que depende de incrementos espontâneos na biota sem

a reintrodução direta após a simples remoção de fatores de degradação (Holl & Aide; 2011, SER; 2019).

A chegada de espécies nativas nas áreas de restauração ecológica, indica que o processo de regeneração natural está em andamento e reflete a presença de um banco de sementes armazenado no solo, a dispersão de sementes provenientes de remanescentes nas proximidades ou a capacidade de rebrota das plantas (WWR – Brasil, 2007). O estudo da regeneração natural possibilita prever o comportamento e o desenvolvimento futuro da floresta, fornecendo informações sobre a relação e a quantidade de espécies que compõem seu estoque, além de suas dimensões e distribuição na área (Gama *et al.*, 2002).

Diversos fatores influenciam o desenvolvimento da regeneração natural: fatores abióticos (como clima, solo e topografia), fatores bióticos (como biodiversidade e interações ecológicas) e o impacto humano (como agricultura, urbanização e desmatamento). A entrada de novas espécies nos ecossistemas em restauração depende da superação de destes fatores e de barreiras que possam impedir a regeneração natural, como a presença de gramíneas invasoras (Hobbs e Norton, 2004) e pode ser conduzida com auxílio de intervenções humanas, como cercamento, capina e fertilização do solo, conhecida como restauração natural assistida (Lozano Baez, 2019).

Após a perturbação de um povoamento florestal, espera-se que a densidade, diversidade e composição do banco juvenil sejam significativamente afetadas, devido a requisitos ecológicos específicos da espécie (Zébazé *et al.*, 2023). Os microclimas resultantes do uso da terra podem modificar a expressão dos condutores naturais de regeneração e, portanto, a dinâmica de sucessão florestal (Schwartz *et al.*, 2017).

Chuva de sementes de fragmentos do entorno e banco de sementes presente na área (Secco; Acra; Coraiola, 2019), disponibilidade adequada de água e nutrientes no solo, ausência de incêndios e presença mínima de espécies invasoras criam condições adequadas para o estabelecimento espontâneo da vegetação (Chazdon *et al.*, 2017; Rozendaal *et al.*, 2019).

A condução da regeneração natural pode ser realizada aplicando métodos mecânicos ou químicos, que visem eliminar ou controlar o desenvolvimento de espécies vegetais indesejadas, ao mesmo tempo em que se favoreça o desenvolvimento de espécies nativas de interesse na restauração florestal, é realizada por técnicas que consistem desde o isolamento

dos fatores de degradação, coroamento e/ou adubação de indivíduos regenerantes, e pelo controle das gramíneas invasoras (Fundação renova, 2018).

A regeneração natural oferece algumas vantagens na restauração ecológica, comparadas a regeneração artificial, como, menor necessidade de recursos financeiros e mão de obra e o fato de as plantas que colonizam naturalmente o ambiente estarem bem adaptadas às condições ambientais locais (Davide & Botelho, 2015). Essas vantagens fazem da regeneração natural uma opção atraente para projetos de restauração ecológica, especialmente em áreas onde o potencial de recuperação natural é alto. Por isso, identificar as condições ecológicas e econômicas nas quais a regeneração natural é a opção mais viável e desenvolver incentivos para promover a utilização dessa técnica são prioridades para as pesquisas e o governo nas próximas décadas (Chazdon; Uriarte, 2016).

#### 2.4.2 Restauração ativa

A regeneração natural em muitos ecossistemas pode levar décadas, e muitas vezes há uma pressão social para intervir para acelerar esse processo (Holl, K. D., & Aide, T. M., 2011). Há também casos, onde o nível de degradação leva à necessidade de técnicas de restauração ativa (SER, 2019), que depende de ação antrópica para levar as novas plantas e promover melhorias para superar barreiras existentes.

A restauração ativa é um método de restauração ecológica que requer intervenção humana direta para restaurar áreas degradadas (Holl, K. D., & Aide, T. M., 2011) e é especialmente útil em áreas onde a regeneração natural é lenta ou impossível devido a degradação severa ou falta de fontes de sementes próximas (Brancalion *et al.*, 2016).

Projetos de restauração ativa muitas vezes demandam custos e tempo consideráveis, por isso deve-se considerar qual seria o resultado provável de uma abordagem de restauração passiva (com base na resiliência do ecossistema natural, no histórico de uso da terra e na matriz da paisagem circundante), identificar os objetivos específicos do projeto e avaliar os recursos disponíveis, antes de selecionar a abordagem da restauração (Holl, K. D., & Aide, T. M., 2011).

Em alguns casos, apenas técnicas de restauração ativa são viáveis, exigindo mais recursos. Há diversos níveis de intervenção em projetos de restauração ativa, desde técnicas

intermediárias, como a nucleação, até técnicas mais avançadas, como o plantio de uma alta diversidade de espécies arbóreas em toda a área (Trujillo-Miranda *et al.*, 2018), controle de espécies invasoras que competem com a flora local, a melhoria do solo, através da adição de nutrientes ou da alteração das características físico-químicas, para promover um ambiente mais adequado ao crescimento das plantas nativas, entre outras técnicas (SER, 2019).

O plantio de mudas facilita a regeneração natural, atraindo a fauna e melhorando condições do solo, sombreamento, temperatura e inibindo o crescimento de gramíneas invasoras (Trujillo- Miranda *et al.*, 2018) em um curto período pós-intervenção (Fonseca *et al.*, 2017).

Outros estudos têm mostrado a eficiência do processo de restauração ecológica por outras técnicas, como; a restauração ativa por plantio em núcleos (Piaia *et al.*, 2021) e baseada em propágulos obtidos de locais doadores (translocação de solo superficial (top soil), transplante de material vegetal e sementeira) (Pilon, L. *et al.*, 2023).

Há de se considerar, portanto, que ambas as técnicas de regeneração natural e restauração ativa se mostram viáveis para o sucesso da restauração e são utilizadas em virtude dos diagnósticos de campo, que precedem a definição das estratégias de intervenção e a elaboração do projeto. E no caso das áreas que receberam depósito de rejeito de minério de ferro, a utilização da restauração ativa, com plantio total mostra-se como uma alternativa viável frente às incertezas do comportamento das espécies florestais sobre o rejeito (Fundação Renova, 2018).

## **2.5 Monitoramento e avaliação dos projetos de restauração ecológica**

O monitoramento e a avaliação são essenciais para determinar o sucesso dos projetos de restauração ecológica. O monitoramento representa o acompanhamento do processo de restauração, inclui a definição de indicadores capazes de atestar se a área está reagindo às ações empreendidas, sendo possível identificar medidas de manejo corretivo após a detecção de algum indicador não satisfatório; é a coleta de dados ao longo de um período pré-estabelecido. Já a avaliação, verifica se os objetivos e metas do projeto foram alcançados e identifica lições aprendidas e áreas para melhoria futura, realizada em momentos específicos,

como no meio ou ao final do projeto (Holl & Cairns; 2002, WWF, 2017). Portanto o monitoramento deve ser contínuo e feito por várias avaliações.

Existem diversos métodos e atributos para isso. A SER (2019), por exemplo, estabeleceu seis atributos que fornecem uma base para determinar quando a restauração foi alcançada, embora não seja necessário que todos estejam completamente presentes. O essencial é que eles indiquem um desenvolvimento ecossistêmico adequado às metas desejadas. Alguns atributos são facilmente mensuráveis, enquanto outros, como a maioria das funções ecossistêmicas, exigem avaliações indiretas e investigações científicas. Estes atributos incluem redução ou ausência de ameaças à integridade do ecossistema; presença de um conjunto de espécies do ecossistema de referência com predominância de espécies nativas; representação ou potencial de presença de todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo e estabilidade do ecossistema; capacidade do ambiente físico de suportar populações reprodutivas; funcionamento normal do ecossistema (sem sinais de disfunção); e interações com a matriz ecológica através de fluxos e intercâmbios abióticos e bióticos (SER, 2019).

Um ecossistema de referência pode servir de modelo para o planejamento de um projeto de restauração ecológica e, posteriormente, ser utilizado para a avaliação desse projeto (SER, 2019). O ecossistema de referência é um ambiente com características semelhantes ao sítio a ser restaurado, incluindo tipo de solo, tipologia vegetacional e regime hídrico, estando localizado na mesma microbacia (Davide & Botelho, 2015).

O processo de restauração ecológica de ecossistemas degradados demanda um planejamento antecipado que utilize conceitos e informações capazes de combinar baixo custo com um alto retorno social e ambiental. A falta de conhecimento resulta na aplicação de técnicas iniciais inadequadas, tanto no plantio quanto no monitoramento (Lima *et al.*, 2015). Com isto, para avaliar a evolução dos recursos bióticos e abióticos durante o processo de restauração ecológica, devem ser utilizadas ferramentas de avaliação, como, os indicadores (Rodrigues *et al.*, 2009).

## 2.6 Indicadores ecológicos para avaliação de áreas em restauração

Indicadores de restauração são métricas ou sinais utilizados para avaliar o progresso e o sucesso de projetos de restauração ecológica. Por meio deles pode-se verificar a eficiência da cobertura vegetal na proteção dos solos, a produtividade dos ecossistemas ou mesmo sua função como refúgio da vida silvestre (Davide & Botelho, 2015). São elementos que podem ser coletados rapidamente, facilmente e com precisão, refletindo o estado atual de uma área em restauração e seus valores devem ser comparados com os estabelecidos no planejamento do projeto ou com avaliações de áreas de referência (Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015). Devem representar uma análise científica, com a categorização numérica ou descritiva de dados ambientais (Lima *et al.*, 2015).

Os indicadores são usados no monitoramento da restauração, especialmente dos aspectos ambientais, permitindo comparações eficazes entre projetos e a definição de novas estratégias conforme a situação e os objetivos, o que possibilita avaliar os métodos de restauração ecológica empregados e fornecer maior grau de segurança na recomendação técnica (Lima *et al.*, 2015), ajudam a avaliar a condição de áreas em restauração, monitoram mudanças ao longo do tempo e podem diagnosticar problemas ambientais precocemente (Dale e Bayeler, 2001); sendo fundamentais para acompanhar o processo de restauração de áreas degradadas (Brancalion, Galdolfi e Rodrigues, 2015).

Bons indicadores devem ser variáveis claramente identificáveis, fáceis de medir e interpretar, e que representem com precisão o aspecto que se deseja avaliar; devem mostrar claramente a situação atual, evitando ambiguidades e confusões em sua interpretação (SIGAM, 2011). A escolha dos indicadores pode estar baseada na comparação entre sítios em que houve distúrbios e outros, mais bem conservados, que funcionam como referências para estudos comparativos (Groffman *et al.*, 2001).

Uma das principais dificuldades do monitoramento sistemático é a falta de consenso na literatura científica sobre quais indicadores são mais adequados para avaliar projetos de restauração (Rodrigues *et al.*, 2009). A decisão de cada indicador a ser utilizado, modo de coleta e de medição, deve ser tomada pelo restaurador, enfatizando que cada indicador apresentará diferentes particularidades, desde sua metodologia, quanto a sensibilidade,

rendimento operacional e de custos, entre outros fatores (Brançalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015).

Grande parte dos estudos realizados na avaliação da restauração florestal utilizam indicadores que mensuram os processos ligados à composição, estrutura e dinâmica da comunidade vegetal (Brançalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015). A estrutura se refere à maneira em que a comunidade vegetal está distribuída, de modo horizontal e vertical; podendo utilizar o número de estratos verticais, densidade de indivíduos na área e presença de indivíduos emergentes como indicadores. A composição da vegetação nos ecossistemas refere-se às espécies que estão presentes no meio e a importância que estas desempenham dentro dos processos ecológicos existentes na área, utilizando parâmetros como a riqueza de espécies, tanto plantadas ou regenerantes, quanto espécies exóticas, ao grupo sucessional e de plantio que essas espécies pertencem. O restabelecimento dos processos ecológicos e a capacidade de auto sustentabilidade de uma área em restauração, como condição de autoperpetuação da comunidade, é avaliada por indicadores como a mensuração da mortalidade e recrutamento de indivíduos da área, e acúmulo de biomassa.

O uso de indicadores de solo também podem ser adequados. O programa de recuperação da Fundação Renova (2018), por exemplo, inclui o uso do Índice de Redução de Perda de Solo, em que se avalia as taxas de erosão nas planícies de inundação impactadas e o Índice de Solo Exposto, com análises de NDVI em imagens de satélite e cruzamento de dados de áreas impactadas, para monitoramento. Alves, M. Q. *et al.*, (2024) explora a aplicação de um índice de qualidade de recuperação para avaliar o sucesso da restauração ecológica em áreas afetadas pela mineração, usando atributos do solo e da vegetação. Dudley *et al.*, (2018) propõe o uso de indicadores abióticos (como qualidade do solo e disponibilidade de água) junto de bióticos (vegetação). Imbaná *et al.*, (2024) utilizam propriedades físicas, químicas e biológicas dos tecnossolos construídos em comparação com solos degradados.

Outros estudos recentes podem ser vistos em: Oliveira *et al.*, (2021) que faz uma seleção de dez indicadores mais eficazes utilizados em diferentes estágios da restauração por pesquisadores e profissionais, agrupados em seis categorias, físico e estrutural, composição/biodiversidade, serviços ambientais, processos ecológicos, econômico e social; Kühlewein *et al.*, (2021) utilizam cobertura do solo, estratificação, a fitofisionomia e a presença de espécies lenhosas invasoras, como indicadores: Cruz (2022) avalia incremento e

mortalidade e Andrade (2022) indicadores de estrato arbóreo, estrato regenerante, cobertura do solo, biomassa, dossel e indicadores de análise de solo.

Os indicadores a serem apresentados para fins de quitação das obrigações de restauração em áreas de propriedades rurais seguem diretrizes dos órgãos de fiscalização e controle ambiental de cada estado. Esses indicadores podem ser diferentes em função da fitofisionomia local e abrangem características como: cobertura do solo com vegetação nativa; densidade de indivíduos nativos regenerantes; número de espécies nativas regenerantes (SMA/SP, 2015) e tamanho da muda, densidade (nº ind./ha), % de indivíduos zoocóricos, % de cobertura de copa, Equidade J', Riqueza S', altura média (m) e % infestação de gramíneas (INEA/SP, 2017), para fitofisionomias florestais.

A escolha dos indicadores de restauração depende dos objetivos específicos do projeto, do tipo de ecossistema a ser restaurado e das condições locais. Eles são essenciais para garantir que os esforços de restauração sejam direcionados de maneira eficaz e para demonstrar direções e inovações no monitoramento e avaliação de restauração ambiental.

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1 Caracterização da bacia do Rio Doce**

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce está localizada na região Sudeste do Brasil, entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, nos paralelos 17°45' e 21°15' de latitude sul e os meridianos 39°55' e 43°45' de longitude oeste. Possui uma extensão total de 853 km e uma área de drenagem com cerca de 83.465 km<sup>2</sup> (Coelho, 2009).

O clima da região, conforme o sistema de classificação de Köppen, é o Cwa – clima subtropical de inverno seco e verão quente. A temperatura média anual da região é de 19,5 °C e a precipitação média anual de 1.571,5 mm (Alvarez *et al.*, 2014).

Os solos predominantes são Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e/ou álicos e Argissolo (Podzólico) Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999). O relevo é bastante

acidentado, e pertence à porção do território brasileiro caracterizada por um “mar de morros” (ANA, 2016).

A vegetação ao longo da bacia é constituída principalmente por florestas estacionais semidecíduas, pertencentes ao bioma da Mata Atlântica (IBGE, 2012) com pequena porção de cerrado. Possui rica biodiversidade, estando 98% de sua área inserida no bioma de Mata Atlântica, um dos mais importantes e ameaçados do mundo, e os 2% restantes em área de Cerrado (ANA, 2016).

### **3.2 Áreas de estudo**

Esse estudo foi conduzido em oito áreas na bacia do rio Doce, localizados nos municípios de Mariana e Barra Longa, no estado de Minas Gerais. As áreas de interesse se encontram distribuídas igualmente em uma matriz florestal conservada e em uma matriz antropizada, ocupadas por atividades agropecuárias, sendo quatro áreas em cada matriz (Figura 01).

A classificação da matriz de entorno foi feita de acordo com Ribeiro (2021), sendo considerada uma matriz conservada aquela onde a ocupação do solo em um raio de 1 km da área de estudo for superior a 50% de vegetação nativa e uma matriz antropizada onde a ocupação for superior a 50% com uso antrópico do solo.

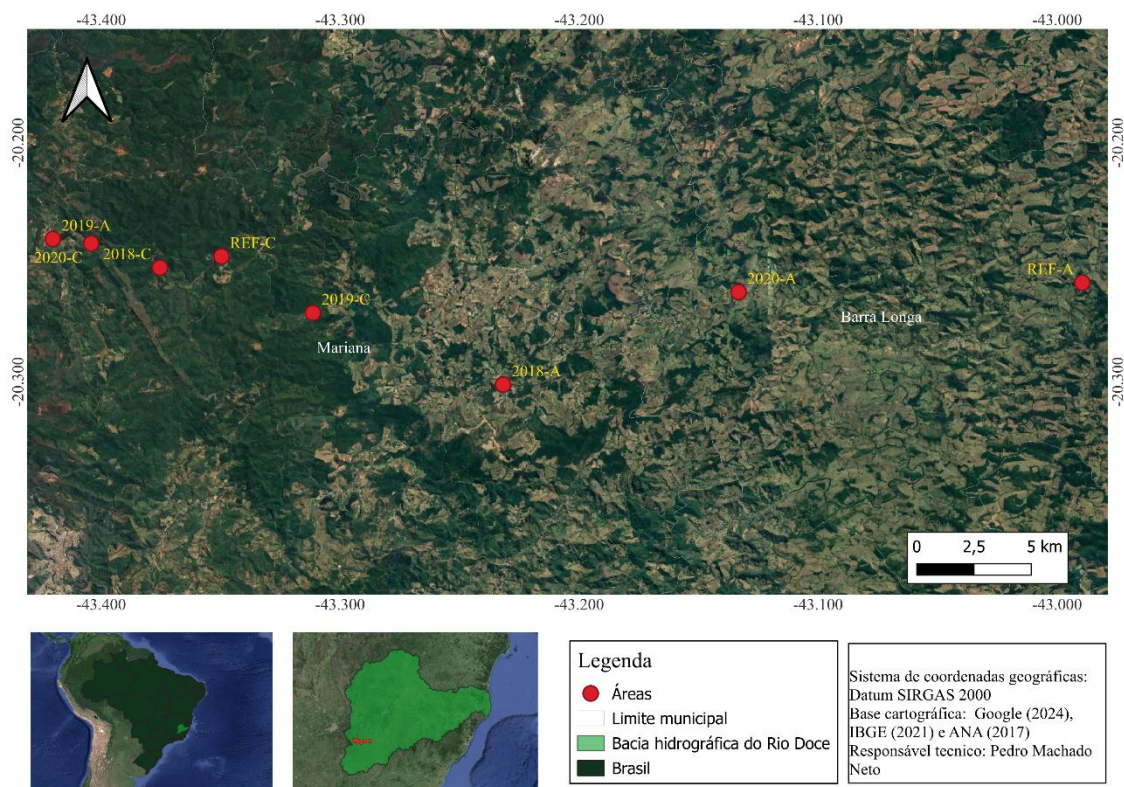
Das oito áreas, seis receberam deposição de rejeito da barragem de Fundão e foram implantadas técnicas de restauração, e as outras duas áreas não receberam deposição de rejeito da barragem de Fundão, sendo avaliadas como ecossistemas de referência (Tabela 01; Figuras 02 e 03).

Todo o processo visando a restauração das áreas atingidas, inclusive das áreas estudadas, e a mitigação dos impactos ocasionados, foi realizado pela equipe da Fundação Renova, responsável por todas as técnicas e medidas adotadas nas áreas atingidas e na matriz de influência (Andrade, 2022). Nas áreas em processo de restauração, foi realizada, como medida emergencial, a semeadura de um mix de sementes de espécies de adubação verde, em 2016 e 2017, para recobrimento do solo.

O plantio de mudas de espécies arbóreas foi ocorrendo gradativamente nas áreas em 2018, 2019 e 2020, em espaçamento 3 x 4 m. A manutenção das áreas em restauração foi

realizada com roçadas seletivas, reforço no combate às pragas (formigas e cupins), coroamentos dos indivíduos identificados como regenerantes e nas mudas com altura igual ou inferior à 1,5 metros de altura, objetivando diminuir a competição em torno da muda e conduzir a mesma ao crescimento, e adubação de cobertura na quantidade de 100 g de NPK 25:5:20 por muda (Fundação Renova, 2018).

Figura 01 – Localização das áreas de estudo da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2024).

Tabela 01 – Descrição das áreas de estudo da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais (continua).

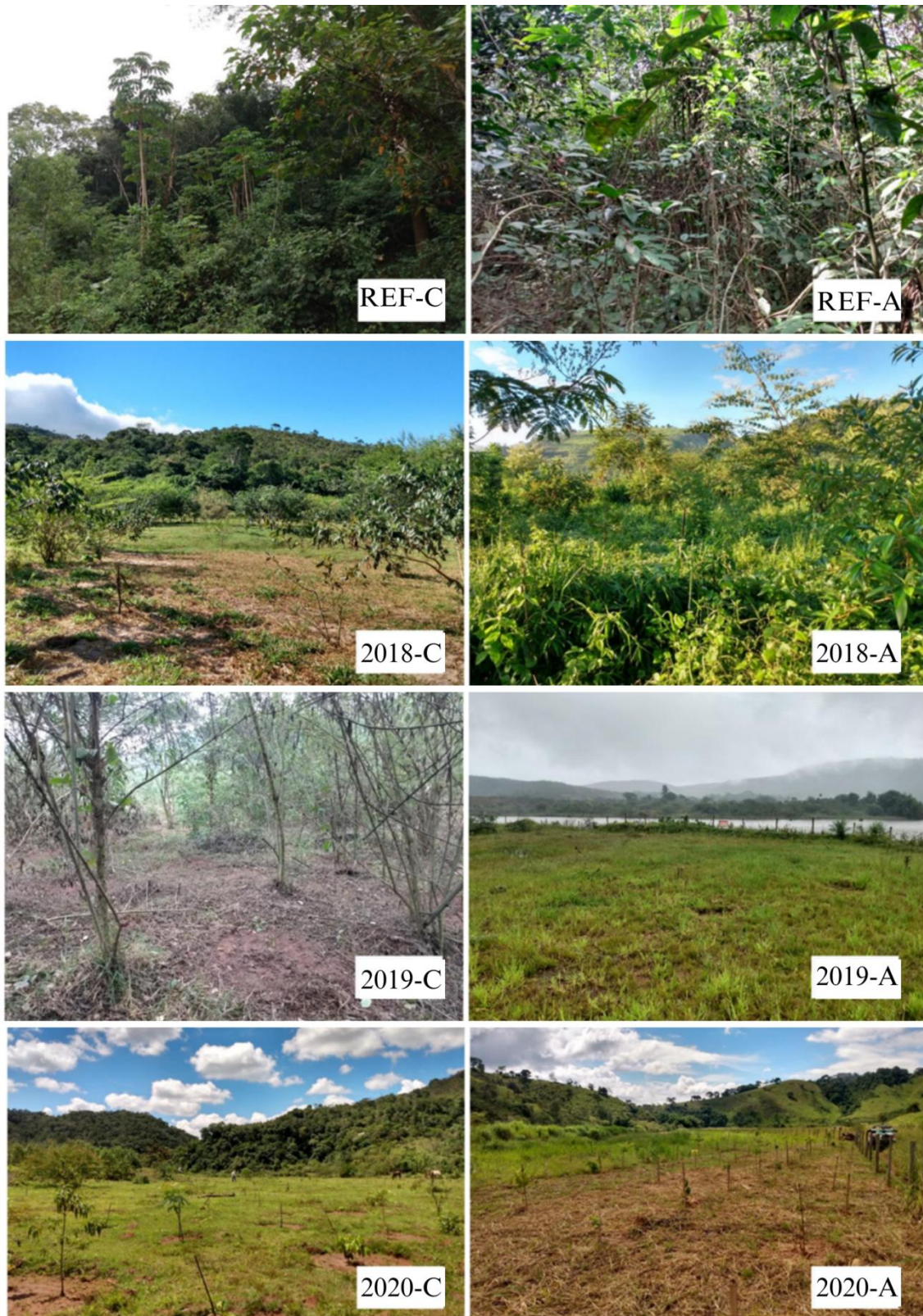
Código	Descrição	Características
REF-C	Ecosistema de referência em matriz conservada.	Área de 96,9 ha, localizada às margens do Rio Gualaxo do Norte.
REF-A	Ecosistema de referência em matriz antropizada.	Área de 8,95 ha, localizada às margens do Rio do Carmo.

Tabela 01 – Descrição das áreas de estudo da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais (conclusão).

2018-C	Área com deposição de rejeito, em restauração com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada.	Área de 1,58 ha, localizada às margens do Rio Gualaxo do Norte. Processo de restauração: medidas emergenciais em 2016/2017 (semeadura de mix de sementes de espécies de adubação verde e biomanta) e plantio de mudas de espécies arbóreas em 2018.
2018-A	Área com deposição de rejeito, em restauração com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada.	Área de 1,78 ha, localizada às margens do Rio Gualaxo do Norte. Processo de restauração: medidas emergenciais em 2016/2017 (semeadura de mix de sementes de espécies de adubação verde e biomanta) e plantio de mudas de espécies arbóreas em 2018.
2019-C	Área com deposição de rejeito, em restauração com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada.	Área de 0,49 ha, localizada às margens do Rio Gualaxo do Norte. Processo de restauração: medidas emergenciais em 2016/2017 (semeadura de mix de sementes de espécies de adubação verde e biomanta) e plantio de mudas de espécies arbóreas em 2019.
2019-A	Área com deposição de rejeito, em restauração com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada.	Área de 2,07 ha, localizada às margens do Rio Gualaxo do Norte. Processo de restauração: medidas emergenciais em 2016/17 (semeadura de mix de sementes de espécies de adubação verde e biomanta) e plantio de mudas de espécies arbóreas em 2019.
2020-C	Área com deposição de rejeito, em restauração com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada.	Área de 2,79 ha, localizada às margens do Rio Gualaxo do Norte. Processo de restauração: medidas emergenciais em 2016/17 (semeadura de mix de sementes de espécies de adubação verde e biomanta) e plantio de mudas de espécies arbóreas em 2020.
2020-A	Área com deposição de rejeito, em restauração com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada.	Área de 0,81 ha, localizada às margens do Rio Gualaxo do Norte. Processo de restauração: medidas emergenciais em 2016/2017 (semeadura de mix de sementes de espécies de adubação verde e biomanta) e plantio de mudas de espécies arbóreas em 2020.

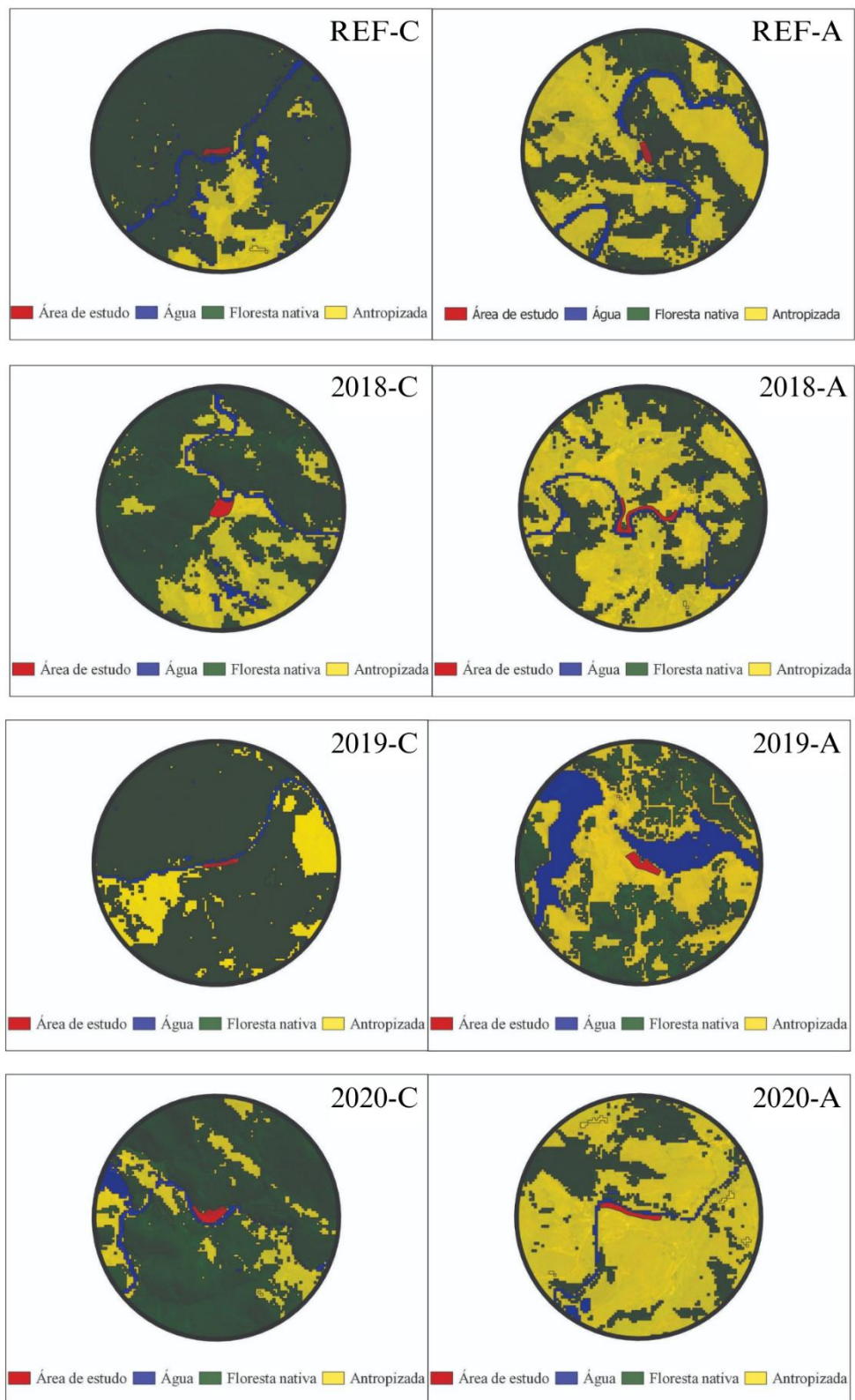
Fonte: Do autor (2024).

Figura 02 – Imagens das áreas avaliadas na bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais.



Fonte: Adaptado de Andrade (2022).

Figura 03 – Uso do solo das áreas de estudo avaliadas na bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais.



Fonte: Adaptado de Ribeiro (2021).

### 3.3 Seleção dos indicadores de restauração ecológica

A avaliação da trajetória da restauração ecológica em aspectos funcionais e estruturais se deu a partir de treze indicadores, que representam parâmetros ecológicos e indicam a qualidade da área em restauração (Tabela 02).

Foram selecionados indicadores de riqueza e diversidade de espécies do estrato arbóreo e do estrato regenerante, como o número de indivíduos, número de espécies, altura média e índice de Shannon, por serem os principais indicadores do avanço do processo de sucessão (Lin *et al.*, 2006; Villa *et al.*, 2018). O monitoramento contínuo destes indicadores é fundamental para avaliar o progresso da restauração ecológica e a eficácia das práticas adotadas nas áreas, pois juntos indicam maior complexidade estrutural, o que favorece a recolonização de diversas espécies da fauna e a restauração dos serviços ecossistêmicos na região (Fernandes *et al.*, 2019; Hüller *et al.*, 2019; Miyamura *et al.*, 2019; Jonášová *et al.*, 2010; Suganuma & Durigan, 2015). A cobertura do dossel é um indicador importante da estrutura da vegetação e da sucessão ecológica, refletindo o grau de recuperação da vegetação arbórea e a formação de uma cobertura contínua do solo.

Já os indicadores de cobertura do solo, são parâmetros relacionados ao monitoramento das ações de revegetação emergencial (semeadura do mix de sementes de espécies de adubação verde herbácea/arbustiva) e são atributos que possuem uma relação direta com a proteção inicial da superfície do solo contra a interceptação pluvial e escoamento superficial de sedimentos para o leito dos cursos d'água, a disponibilização e incorporação de material orgânico indispensável à reabilitação de solos impactados, formação de serapilheira, melhoria de atributos físicos e químicos (Fundação renova, 2018) e por isso também foram selecionados.

Tabela 02 – Indicadores de restauração ecológica selecionados.

<b>Componente do ecossistema</b>	<b>Indicadores</b>
Estrato arbóreo	Número de indivíduos do Estrato arbóreo.
	Número de espécies do Estrato arbóreo
	Índice de Shannon do Estrato arbóreo
	Altura média do Estrato arbóreo
Estrato regenerante	Número de indivíduos do Estrato regenerante
	Número de indivíduos do Estrato regenerante
	Índice de Shannon do Estrato regenerante
	Altura média do Estrato regenerante
Dossel	Cobertura do dossel
Cobertura do solo	Cobertura do solo por gramíneas
	Cobertura do solo por herbáceas não gramíneas
	Cobertura do solo por biomassa morta
	Cobertura do solo por solo exposto

Em que: Riqueza: número de indivíduos por hectare (ha); Altura média: metros (m); Área basal: m<sup>2</sup> por ha; Cobertura de dossel: percentagem (%); Cobertura do solo por cobertura verde: %; Cobertura do solo por cobertura seca: %; Cobertura do solo por serrapilheira: %; Cobertura do solo por solo exposto: %; Quantidade acumulada de biomassa: Kg por ha; pH: potencial hidrogeniônico; SB: cmolc/dm<sup>3</sup>; CTC: cmolc/dm<sup>3</sup>.

Fonte: Do autor (2024).

### 3.4 Amostragem e coleta dos dados

Os dados dos indicadores ecológicos foram coletados nos anos de 2021, 2022 e 2023 quando as áreas apresentavam respectivamente 4, 5 e 6 anos após a semeadura do mix de espécies de adubação verde e de 1 a 5 anos após o plantio das mudas de espécies arbóreas. Devido a problemas de acesso na área REF-A os dados foram coletados nessa área apenas no ano de 2021. Já, os dados de cobertura do dossel não foram coletados em 2022 em nenhuma das áreas.

### 3.4.1 Estrato arbóreo

O inventário do estrato arbóreo, em cada área, se deu a partir da alocação de parcelas de 10 m de largura e comprimento variável que se estende da margem do rio até o final da área impactada pelo rejeito (Figura 04). A quantidade de parcelas de estrato arbóreo variou de acordo com o tamanho da área de plantio, seguindo a metodologia de Andrade (2022). Dessa forma, foram alocadas: 3 parcelas do estrato arbóreo nas áreas 2019-C, REF-C e REF-A; 5 parcelas do estrato arbóreo nas áreas 2018-C, 2019-A, 2020-C e 2020-A; e, 8 parcelas do estrato arbóreo na área 2018-A(Tabela 03).

Figura 04 – Croqui de parcelas de amostragem do estrato arbóreo em uma das áreas avaliadas.



Fonte: Do autor (2024).

Tabela 03 –Definição da intensidade de parcelas do estrato arbóreo alocados por área, em relação ao tamanho e a extensão da área plantada ao longo da margem do curso d'água.

Área plantada (ha)	Extensão da margem (m)	Número de parcelas do E.A.	Áreas
≤ 0,5	<100	3	2019-C, REF-C e REF-A
	100 ≤ 600	5	2018-C, 2019-A, 2020-C e 2020-A
> 0,5	601 ≤ 700	6	-
	701 ≤ 800	7	-
	800 ≤ 900	8	2018-A

Em que: ha: hectare; m: metros; E.A.: Estrato arbóreo.

Fonte: Do autor (2024).

Em cada parcela do estrato arbóreo foram levantados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos que possuíam CAP (Circunferência à Altura do Peito) igual ou superior a 15,7 centímetros. As espécies foram identificadas *in loco* e, quando necessário, foram fotografadas a fim de serem identificadas a partir de consulta a especialistas ou a literatura.

#### 3.4.2 Estrato regenerante

A partir das parcelas do estrato arbóreo, foram alocadas 4 parcelas do estrato regenerante, com 20 m<sup>2</sup> (2 x 10) igualmente distantes entre si, conforme o comprimento da parcela do estrato arbóreo (Figura 05). A amostragem do estrato regenerante incluiu todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com altura igual ou superior a 10 cm e com CAP inferior a 15,7 cm. As espécies foram identificadas da mesma forma que as do estrato arbóreo.

Figura 05 – Croqui de alocação das parcelas de amostragem do estrato regenerante.



Fonte: Do autor (2024).

### 3.4.3 Cobertura do dossel

O nível de cobertura do dossel foi determinado utilizando um densiômetro esférico convexo dividido em 24 quadrantes (Figura 06). No centro de cada parcela do estrato regenerante, foram realizadas quatro leituras (nas direções norte, sul, leste e oeste), a cerca de 1,3 m do solo. Em cada leitura o total de quadrantes que refletiam a copa de árvores foram somados e multiplicados por 1,04. A porcentagem de cobertura do dossel, em cada parcela do estrato regenerante, foi obtida por meio da média amostrada nas quatro direções (Lemmon, 1957).

Figura 06 – Densômetro esférico convexo utilizado para determinar a cobertura do dossel nas áreas estudadas.



Fonte: LASERF – Laboratório de estudos em Silvicultura e Restauração Florestal (2024).

#### 3.4.4 Cobertura do solo

Um gabarito de madeira de 50 x 50 cm, dividido em 100 quadrantes de 5 x 5 cm (Figura 07), foi utilizado para determinar a cobertura do solo, em quatro classes: gramíneas, não gramíneas, biomassa morta e solo exposto. Foram tomadas quatro medidas aleatórias dentro de cada parcela do estrato regenerante e, por meio da média, obteve-se a porcentagem de cada categoria.

Figura 07 – Gabarito de madeira utilizado para determinar a cobertura do solo nas áreas estudadas.



Fonte: LASERF – Laboratório de estudos em Silvicultura e Restauração Florestal (2024).

### 3.5 Análises dos dados

Após a coleta dos dados foi realizado um pré-processamento, utilizando o software Microsoft Excel© 2024. Os indicadores com mais de uma amostra por parcela, como os de cobertura do solo, tiveram suas médias calculadas por parcela e foram tratados como uma repetição de cada área avaliada. Já os indicadores com escalas de amostragem diferentes, como o número de indivíduos do EA e do ER, que variaram conforme o tamanho da parcela, foram convertidos para valores por hectare.

#### 3.5.1 Evolução do processo de restauração nas áreas com rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce

Para cada indicador ecológico avaliado nas áreas de estudo, foram calculados os valores médios e o coeficiente de variação (CV). O CV foi utilizado para quantificar a dispersão relativa dos dados em torno da média, permitindo uma avaliação da variabilidade dos indicadores nas diferentes áreas ao longo dos anos de coleta. A média foi utilizada como

parâmetro central para as comparações, representando o valor típico do indicador em cada ano.

Para a comparação das médias dos indicadores ecológicos entre os anos de coleta (2021, 2022 e 2023), foi utilizado o teste t-pareado, com nível de significância de 5%. O teste t-pareado foi escolhido devido à natureza dependente das amostras, ou seja, os dados de cada indicador foram coletados no mesmo conjunto de áreas em anos sucessivos, permitindo verificar se as diferenças observadas são estatisticamente significativas. Para facilitar a interpretação dos resultados e permitir uma visualização clara das tendências ao longo dos anos de coleta, foram gerados gráficos comparativos para cada indicador ecológico. Esses gráficos ilustraram as médias dos indicadores para cada ano de coleta, permitindo a comparação direta entre os anos avaliados (2021, 2022 e 2023).

### 3.5.2 Seleção dos melhores indicadores ecológicos para avaliação do processo de restauração em áreas com rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce

Previamente a análise de seleção dos indicadores, foi ponderada uma nota de restauração (NR) em função dos indicadores, para cada área (Apêndice A). O indicador cobertura do dossel, não foi utilizado na seleção dos melhores indicadores, uma vez que os dados não foram coletados no ano de 2022. Em cada parcela, foi calculada a média dos 12 indicadores, resultando em nota média intermediária de cada parcela ( $N_i$ ) (Fórmula 1).

Fórmula 1:

$$N_i = \sum \left( \frac{NI_{EA} + NESP_{EA} + H_{EA} + HT_{EA} + NI_{ER} + NESP_{ER} + H_{ER} + HT_{ER} + Gram + N_{Gram} + Biom_M + Solo_{Exp}}{12} \right)$$

Em que:

$N_i$ : Nota intermediária por parcela (média dos 12 indicadores, em cada parcela);  
 $NI_{EA}$ : número de indivíduos do estrato arbóreo;  $NESP_{EA}$ : número de espécies do estrato arbóreo;  $H_{EA}$ : Índice de Shannon do estrato arbóreo;  $HT_{EA}$ : altura média do estrato arbóreo;  
 $NI_{ER}$ : número de indivíduos do estrato regenerante;  $NESP_{ER}$ : número de espécies do estrato regenerante;  $H_{ER}$ : Índice de Shannon do estrato regenerante;  $HT_{ER}$ : altura média do estrato regenerante;  $Gram$ : cobertura do solo por gramíneas;  $N_{Gram}$ : cobertura do solo por não

gramíneas; Biom<sub>M</sub>: cobertura do solo por biomassa morta; Solo<sub>Exp</sub>: cobertura do solo por solo exposto; 12: número de indicadores utilizados na média.

A partir das Ni das parcelas foi calculada a média intermediária para cada área (NI), que representa a média geral dos indicadores para a área avaliada (Fórmula 2).

Fórmula 2:

$$NI = \frac{(\sum Ni \text{ por area})}{n^{\circ} \text{ de parcelas por área}}$$

Em que:

NI= Média intermediárias para cada área;

Ni: Nota intermediária por parcela (média dos 12 indicadores, em cada parcela).

Por fim, foram geradas as notas da restauração (NR) utilizando a relação entre a nota intermediária (NI) de cada área em restauração e a NI dos ecossistemas de referência, com a inclusão de um fator de escala (1) valor máximo e denotado as NR dos ecossistemas de referência) (Fórmula 3).

Fórmula 3:

$$NR = \frac{NI * 1}{NI \text{ dos ecossistemas de referência}}$$

Em que:

NR (Nota da Restauração): É o índice final que mede o quanto a área avaliada se aproxima do padrão estabelecido pelos ecossistemas de referência;

NI (Nota Intermediária da área): É a nota atribuída à cada área avaliada com base nas médias dos indicadores ecológicos;

NI dos ecossistemas de referência: Representa a nota atribuída aos ecossistemas considerados referência, que servem como padrão de comparação;

1 (fator de escala): É o valor que define a NR dos ecossistemas de referência como base de normalização.

De acordo com essa atribuição de notas, pode-se considerar que quanto mais próxima de 1, mais restaurada é a área, e quanto mais próxima de 0, menos restaurada. O processo de atribuição das notas foi realizado pelo programa Microsoft Excel© 2024.

Como o objetivo do trabalho é selecionar os melhores indicadores, ou seja, reduzir o número de variáveis necessárias para avaliar e quantificar a trajetória dos processos de restauração, facilitando o monitoramento, realizou-se uma análise Random Forest com validação cruzada e eliminação recursiva de variáveis para selecionar os cinco melhores indicadores, que relacionam a proximidade das áreas em restauração com os ecossistemas referência.

O modelo utilizou como variável dependente a nota de restauração (NR) para cada área, cuja variação deseja-se entender em função dos indicadores ecológicos (variáveis independentes).

A análise Random Forest avalia a contribuição de cada variável para o modelo, identificando as mais relevantes para a predição. A função `rfe_ctrl` (Recursive Feature Elimination) Control é uma técnica de seleção de variáveis que ajusta um modelo usando todas as variáveis disponíveis, classifica-as com base em sua importância e remove as menos relevantes, até atingir o número desejado de variáveis, garantindo a seleção das mais importantes para o desempenho do modelo. As análises foram realizadas no software R.4.4.1.

### 3.5.3 Efeito da matriz de entorno sobre a restauração das áreas com rejeito de mineração de ferro, na Bacia do Rio Doce

As relações entre os indicadores com as áreas em matriz de entorno conservada (REF-C, 2018-C, 2029-C e 2020-C) e as áreas em matriz de entorno antropizadas (REF-A, 2018-A, 2029-A) foram avaliadas por meio da Análise de Componentes Principais (PCA). Para isso,

foram utilizadas as médias dos indicadores ecológicos, facilitando a interpretação e identificação de padrões ou agrupamentos. A análise foi realizada no software R.4.4.1.

## REFERÊNCIAS

A FUNDAÇÃO - Fundação Renova. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/a-fundacao/>>. Acesso em: 02 jun. 2024.

ACORDO DE REPACTUAÇÃO. Reparação bacia do Rio Doce, 2025. Disponível em: <<https://www.reparacaobaciariodoce.com/acordo-de-repactuacao/#:~:text=Novo%20acordo%20de%20repara%C3%A7%C3%A3o,ambiental%2C%20sob%20responsabilidade%20da%20Samarco.>>. Acesso em: 26/02/2025.

ALVAREZ, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.D.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711–728. 2014.

ALVES, M. Q. *et al.* Recovery quality index as a tool for monitoring the mined land reclamation. **Ecological Indicators**, v. 159, p. 111716–111716, 1 fev. 2024.

ANA. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016. 50p.

ANDRADE, M. M. Indicadores de restauração ecológica em áreas atingidas por rejeito de minério de ferro na bacia do Rio Doce. Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, p. 61. 2022.

ARAÚJO, J, L, A. **Resíduos da mineração. Desafios para o futuro**. Ministério de Minas e Energia. 2017.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., *et al.* “The landscape matrix as an indicator of forest connectivity: a critical review.” **Biological Conservation** , 213: 140-148, 2017.

BARBOSA JM, Eisenlohr PV, Rodrigues MA, Barbosa KC. Ecologia da dispersão de sementes em florestas tropicais. In: Martins SV, editor. *Ecologia de florestas tropicais do Brasil*. 2nd ed. Viçosa: Editora UFV; 2012. p. 85-106.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, 2016.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de textos, 2015.

BRASIL. **CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988**. Brasília: Presidência da República, [1988]: Disponível em:

[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Constituicao/Constituicao.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm). Acesso em: 01 mar. 2024.

**BRASIL. DECRETO Nº 7.830, DE 17 DE OUTUBRO DE 2012.** Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2012]: Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/decreto/d7830.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7830.htm). Acesso em: 01 mar. 2024.

**BRASIL. DECRETO nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017.** Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Brasília: Presidência da República, [2017]: Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm). Acesso em: 06 jan. 2025.

**BRASIL. INSTRUÇÃO NORMATIVA ICMBIO Nº 14, DE 01 DE JULHO DE 2024.** Estabelece procedimentos para elaboração, apresentação, execução e monitoramento de Projeto de Recuperação de Área Degradada ou Área Alterada (PRAD) pelo administrado com vistas ao cumprimento da legislação ambiental em todos os biomas e suas respectivas fitofisionomias. Brasília: Presidência da República, [2024]: Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-ibama-n-14-de-1-de-julho-de-2024-569632282>. Acesso em: 07 jan. 2025.

**BRASIL. LEI Nº 12.727, DE 17 DE OUTUBRO DE 2012.** Altera a lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a medida provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso ii do art. 167 da lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasília: Presidência da República, [2012]: Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=12727&ano=2012&ato=fc1ET Tq1kMVPWTd43>. Acesso em: 10 dez. 2024.

**BRASIL. Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e da outras providências. Brasília: Presidência da República, [1981]: Disponível em: [https://legislacao.presidencia.gov.br/ficha/?legisla/legislacao.nsf/Viw\\_Identificacao/lei%206.938-1981&OpenDocument](https://legislacao.presidencia.gov.br/ficha/?legisla/legislacao.nsf/Viw_Identificacao/lei%206.938-1981&OpenDocument). Acesso em: 01 mar. 2024.

**BRASIL. LEI Nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, [2000]: Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9985.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm). Acesso em: 01 mar. 2024.

CARMO, F.F.D., *et al.* Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, jul. – set. 2017, v. 15 (3): p. 145-151, 2017.

CHAZDON, R. L. *et al.* Partnering with nature: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration. Canadá: Feri Policy Brief, 2017. 13p.

CHAZDON, R. L. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251-257, 2017.

COELHO, A. L. N. Bacia Hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): uma análise socioambiental integrada. *Revista Geografares*, v. 7, p. 131-146, 2009.

COUTO, F. R., *et al.* Physical, chemical and microbiological characterization of the soils contaminated by iron ore tailing mud after Fundão Dam disaster in Brazil. *Applied Soil Ecology*, 158(November 2021).

CRUZ, G. S. DA. **Incremento e mortalidade como indicadores de sucesso da restauração ecológica**. 2022. 30 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, Bahia, 2022.

DAVIDE, Antonio Cláudio; BOTELHO, Soraya Alvarenga (ed.). **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Lavras, MG: Ed. UFLA, 2015. 635 p. ISBN 9788581270456 (broch.).

**DEGRADATION/RESTORATION | FAO SOILS PORTAL | Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Disponível em: <<https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/en/>>. Acesso em: 01 nov. 2024.

DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v.15, p. 3-11. 2000.

DUDLEY, N. *et al.* Measuring progress in status of land under forest landscape restoration using abiotic and biotic indicators. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 5–12, jan. 2018.

EMBRAPA - Empresa brasileira de Pesquisa Agropecuária - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: EMBRAPA, 1999. 412 p.

EMBRAPA. Roteiro para elaboração de um projeto de recomposição de áreas degradadas ou alteradas / Ladislau Araújo Skorupa... [*et al.*]. – Planaltina, DF : Embrapa Cerrados, 2021. 58 p. (Documentos / Embrapa Cerrados, ISSN 1517-5111, ISSN online 2176-5081, 373). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/226663/1/Roteiro-para-elaboracao-de-um-projeto-de-recomposicao-de-areas-degradadas-ou-alteradas-Doc373.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2024.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 1, p.3-26.

FERNANDES, G.W. *et al.* Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14 (2): p. 35-45, 2016.

FERNANDES, M. M., *et al.* Regeneração natural em fragmento de Floresta Ombrófila Semidecidual em Sergipe, Brasil. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal**, v. 7, p. 2, 2019. <http://dx.doi.org/10.5902/2316980X28813>.

FONSECA, D. A. DA *et al.* AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E MATA CILIAR DE REFERÊNCIA. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 521–534, 2017.

FUNDAÇÃO RENOVA. **PG-25-PROGRAMA DE RECUPERAÇÃO DA ÁREA AMBIENTAL 1, NOS MUNICÍPIOS DE MARIANA, BARRA LONGA, RIO DOCE E SANTA CRUZ DO ESCALVADO -MG Outubro/2018**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <[https://www.gov.br/ibama/pt-br/aceso-a-informacao/institucional/cif/arquivos/deliberacoes/2021/2021-08-25-Anexo\\_7979756\\_Anexo1\\_Documento\\_de\\_Definicao\\_PG25-deliberacao-491.pdf](https://www.gov.br/ibama/pt-br/aceso-a-informacao/institucional/cif/arquivos/deliberacoes/2021/2021-08-25-Anexo_7979756_Anexo1_Documento_de_Definicao_PG25-deliberacao-491.pdf)>. Acesso em: 7 jan. 2025.

**Global Soil Health Indicators and Assessment | FAO SOILS PORTAL | Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Disponível em: <<https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/global-soil-health-indicators-and-assessment/en/>>. Acesso em: 01 nov. 2024.

GROFFMAN, P. M. *et al.* Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, v. 33, n. 10, p. 1339-1348, Aug. 2001.

GANN, G.D., MCDONALD, T., WALDER, B., ARONSON, J., NELSON, C.R., JONSON, J., HALLETT, J.G., EISENBERG, C., GUARIGUATA, M.R., LIU, J., HUA, F., ECHEVERRIA, C., GONZALES, E.K., SHAW, N., DECLEER, K., DIXON, K.W. 2019. Princípios e padrões internacionais para a prática da restauração ecológica. Segunda edição. *Restoration Ecology* S1-S46.

HANSON, C. *et al.* Diagnóstico da Restauração: Um método para desenvolver estratégias de restauração de paisagens e florestas por meio da avaliação rápida de fatores-chave de sucesso. **World Resources Institute**, 2022.

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. *et al.* (Eds.) *Assembly rules and restoration ecology*. Washington: Island Press, 2004. p.72-95.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, maio 2011.

HOLL, KD & CAIRNS, JR. 2002. “Monitoring and appraisal.” In *Handbook of Ecological Restoration*, Vol. 1, edited by MR Perrow and AJ Davy, 411–432. Cambridge: Cambridge University Press.

HÜLLER, A. *et al.* Regeneração natural do componente arbóreo e arbustivo do parque natural municipal de Santo Ângelo-RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 1, p. 25- 35, 2019.

IMBANÁ *et al.* Assessing the quality of constructed technosols enabled holistic monitoring of ecological restoration. **Journal of Environmental Management**, v. 353, p. 120237–120237, 1 fev. 2024.

SMA/SP, 2015. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS. **Portaria CBRN 01/2015**. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Manuais técnicos em geociências. Divulga os procedimentos metodológicos utilizados nos estudos e pesquisas de geociências. ISBN 978-85-240-4272-0 (meio impresso). 2012.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Atividade de Mineração de Substâncias Não Energéticas. Relatório de Pesquisa**. Brasília, 2012.

JONÁŠOVÁ, M.; VÁVROVÁ, E.; CUDLÍN, P. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management*. 2010; 259(6), 1127–1134.

KÜHLEWEIN, L. B. C. *et al.* Análise de restauração ecológica através de indicadores em área de reflorestamento no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. [s.l.: s.n.]. Disponível em: . Acesso em: 2 jul. 2024.

LACAZ, F. A. de C.; PORTO, M. F. de S. e PINHEIRO, T. M. M. Contemporary Brazilian tragedies: the case of Fundão/Samarco tailings dam collapse. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**. 2017; 42: e9. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbso/a/5K38Dp8mVGv6jygHLGzPNGG/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 03 nov. 2024.

LAMB, D., ERSKINE, P. D., & PARROTTA, J. A. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 9 dez. 2005.

LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry*, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.

LIMA, P. A. F. *et al.* Indicadores ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2015. 46 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 327).

LIN, W.T.; LIN, C.Y.; CHOU, W.C. Assessment of vegetation recovery and soil erosion at landslides caused by a catastrophic earthquake: a case study in Central Taiwan. *Ecological Engineering*. 2006; 28, 79–89.

LOZANO BAEZ, Sergio Esteban. Recovery of soil hydraulic properties after forest restoration in the Atlantic Forest. Piracicaba. 30 jul. 2019. Tese (Doutorado) – USP/ Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. 92p.

MARTINS, S.V.; SARTORI, M.; RAPOSO FILHO, F.L.; SIMONELLI, M.; DADALTO, G.; PEREIRA, M.L.; SILVA, A.E.S. Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo. Vitória: Cedagro, 2014.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana. Relatório: avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Belo Horizonte: 2016. 287 p.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Plano Nacional De Mineração 2050. Sustentabilidade e Competitividade (Versão para Consulta Pública)**. Governo Federal. Ministério de Minas e Energia. Novembro de 2023.

MIYAMURA, F. Z. *et al.* Influência de espécies exóticas invasoras na regeneração natural de um fragmento florestal urbano. **Scientia Plena**, v. 15, n. 8, 2019.

MORAES, L. F. D. DE *et al.* Características do solo na restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 2, p. 193–206, 30 jun. 2008.

MORAES, L.F.D. *et al.* Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. *Oecol. Aust.*, 14(2): 437-451, 2010.

MORAES, S. L. *et al.* **Rejeitos de Mineração: um olhar do cenário brasileiro - Parte I: Cadeia Produtiva**. 18º Simpósio de Mineração. Anais dos Seminários de Redução, Minério de Ferro e Aglomeração vol. 47, num. 2 (2017).

NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. *et al.* Manual de restauração ecológica: técnicos e produtores rurais no extremo sul da Bahia. São Paulo: LERF/ESALQ/USP: Bioflora Tecnologia da Restauração, 58 p., 2015.

OLIVEIRA, R. *et al.* Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 127, p. 107652, ago. 2021.

PARDINI, R. *et al.* Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. e13666, 27 out. 2010.

PIAIA, B. B. *et al.* Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleo com diferentes idades. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 3, p. 1512–1534, 6 set. 2021.

PILON, L. *et al.* Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: An overview of the techniques applied for Cerrado. **Journal of Applied Ecology**, v. 60, n. 5, p. 849–858, 27 jan. 2023.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos, São Paulo, Brasil, p. 231-260, 2006.

PREVEDELLO, J.A., Vieira, M.V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodivers Conserv** 19, 1205–1223 (2010).

RIBEIRO, Carlos Vinícius Gonçalves. **Avaliação da regeneração natural em áreas atingidas pelo rejeito da barragem de Fundão, Mariana, MG** Orientadora: Soraya Alvarenga Botelho. 2021. Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2021.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009.

ROZENDAAL, D. M. A. *et al.* Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, v. 5, n. 3, p. 1-10, 2019.

SAMPAIO, Alexandre Bonesso *et al.* GUIA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA PARA GESTORES DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. 1. ed. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2021.

SANCHEZ, L. E. *et al.* Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão. O caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. Relatório Temático no 1º do Painel do Rio Doce. Gland, Suíça: UICN, 2018.

SCHAEFER, C. E. G. R. *et al.* Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS). **A Ciência do solo e o desastre de Mariana**. Boletim Informativo ISSN 1981-979X, v. 42, n. 1, p. 18-22, jan. /abr. 2016.

SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97–103, fev. 2017.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CORAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. *Ciência Florestal*, v. 29, n. 1, p. 208-220, 2019.

SMA/SP, 2015. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS. **Portaria CBRN 01/2015**. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica.

SHAFER, C. L. 1990. Nature reserves: island theory and conservation practice. Smithsonian Institution Press, Washington and London.

SIGAM. Cadernos da Mata Ciliar [recurso eletrônico]. **Monitoramento de áreas em recuperação**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. N. 4 (2011). São Paulo. Disponível em: [https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Cadernos\\_Mata\\_Ciliar\\_4\\_Monitoramento.pdf](https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Cadernos_Mata_Ciliar_4_Monitoramento.pdf). Acesso em: 2 jun. 2024.

SILVA, A. C., *et al.* Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. 2016. *Revista Espinhaço*, 5(2), 44-53.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER). Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. Segunda edição. 2019.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*. 2015; 23(3), 238–251.

TRUJILLO-MIRANDA, A. L. *et al.* Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecological Engineering*, v. 117, p. 50–61, jul. 2018.

URRUTH, L. M., *et al.* **GUIA RÁPIDO PARA A ELABORAÇÃO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS FLORESTAIS**. Porto Alegre: Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Infraestrutura, 2023. 56 p. il. ISBN: 978-65-997184-6-5. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202312/07143243-pub-restauracaoecosistemas-05dez23-a5-web-1.pdf>>. Acesso em: 7 jan. 2025.

VILLA, P.M.; MARTINS, S.V.; OLIVEIRA NETO, S.N. DE; RODRIGUES, A.C.; SAFAR, *et al.* Woody species diversity as an indicator of the forest recovery after shifting cultivation disturbance in the northern Amazon. *Ecological Indicators*. 2018; 95, 687–694.

WESTMAN, W. E. Measuring the Inertia and Resilience of Ecosystems. **BioScience**, v. 28, n. 11, p. 705–710, nov. 1978.

WRB, World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. World soil resources reports 103. 145p., 2015.

WWF – Brasil, WWF – World Wide Fund For Nature Brasil. Restauração Ecológica no Brasil: Desafios e Oportunidades. 89 p., 2017.

ZÉBAZÉ, D. *et al.* Natural regeneration in tropical forests along a disturbance gradient in South-East Cameroon. **Forest Ecology and Management**, v. 547, p. 121402, 1 nov. 2023.

## SEGUNDA PARTE – ARTIGO

### RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS COM REJEITO DE MINERIO DE FERRO NA BACIA DO RIO DOCE

#### RESUMO

A Bacia do Rio Doce enfrenta impactos ambientais severos devido ao desmatamento, à mineração e siderurgia, com destaque para a tragédia do rompimento da barragem de Fundão em 2015, que espalhou 39 milhões de metros cúbicos de rejeitos, causando degradação do solo e contaminação dos cursos d'água. A recuperação ecológica das áreas afetadas é crucial e o monitoramento contínuo, com o uso de indicadores ecológicos, é necessário para avaliar o progresso das ações de restauração. O presente estudo foi realizado em oito áreas da bacia, nos municípios de Mariana e Barra Longa, Minas Gerais, e envolveu a avaliação de treze indicadores ecológicos. Os resultados indicaram que a evolução das áreas em restauração é complexa. O estrato arbóreo não mostrou bons avanços em termos de riqueza e diversidade, mas o aumento da altura média das árvores sugeriu progresso. O desenvolvimento do estrato regenerante foi estagnado devido à distúrbios e competição com gramíneas, embora alguns indicadores tenham melhorado em algumas áreas. A cobertura do dossel avançou. A cobertura do solo apresentou variações e requer práticas para reduzir gramíneas e herbáceas exóticas e promover o desenvolvimento de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas nativas. Os indicadores ecológicos, número de indivíduos e número de espécies no estrato regenerante, número de indivíduos e altura média do estrato arbóreo, e porcentagem de cobertura do solo por gramíneas, apresentaram maior contribuição para a avaliação da qualidade ecológica das áreas. A restauração recente nas áreas pode não ter sido suficiente para mostrar diferenças claras entre as matrizes conservada e antropizada.

Palavras-chave: indicadores ecológicos, barragem de Fundão, recuperação de áreas degradadas.

## ABSTRACT

The Doce River Basin faces severe environmental impacts due to mining and steelmaking, most notably the tragedy of the Fundão dam collapse in 2015, which spilled 39 million cubic meters of tailings, causing soil degradation and contamination of waterways. The ecological recovery of affected areas is crucial, and continuous monitoring, using ecological indicators, is necessary to assess the progress of restoration actions. The study carried out in eight areas of the basin, in the municipalities of Mariana and Barra Longa, Minas Gerais, involved the evaluation of thirteen ecological indicators. The results indicated that the evolution of the areas under restoration is complex. The tree stratum did not show good progress in terms of richness and diversity, but the increase in average tree height suggested progress. Regeneration of the regenerating stratum was stagnant due to disturbances and competition with grasses, although some indicators improved in some areas. Canopy cover advanced. Ground cover varied and requires practices to reduce grasses and promote native herbaceous plants. The ecological indicators, number of individuals and number of species in the regenerating stratum, number of individuals and average height of the tree stratum, and percentage of ground cover by grasses, made the greatest contribution to assessing the ecological quality of the areas. Recent restoration in the areas may not have been enough to show clear differences between the conserved and anthropized matrices.

Keywords: ecological indicators, Fundão dam, recovery of degraded areas.

## 1 INTRODUÇÃO

A bacia do Rio Doce, situada entre dois *hotspots* globais para conservação, sendo 98% de sua área na Mata Atlântica e 2% no Cerrado, é uma área com rica biodiversidade (ANA, 2016; Myers *et al.*, 2000). Em uma região densamente povoada, com cerca de 3,5 milhões de habitantes distribuídos em 228 municípios (Aguila *et al.*, 2018; Davila *et al.*, 2020), possui o maior complexo siderúrgico da América Latina, onde várias empresas siderúrgicas e mineradoras encontram-se instaladas, focadas principalmente na exploração de ferro, alumínio, berilo, crisoberilo, mica, feldspato e ouro (Santolin *et al.*, 2015). Todas essas atividades resultam em diversos impactos negativos, como o assoreamento, a erosão, a

contaminação dos solos, a poluição dos cursos d'água, a perda de vegetação etc. (Resende Filho; Correa; Torres, 2015).

Considerado uma das maiores e mais graves tragédias socioambientais do Brasil (Lacaz; Porto e Pinheiro, 2017), no dia 5 de novembro de 2015, a barragem de Fundão, da mineradora Samarco, localizada em Bento Rodrigues, no Município de Mariana, Minas Gerais, rompeu, provocando graves danos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Doce, com 39 milhões de metros cúbicos de rejeitos espalhando-se sobre seus cursos de água (Fundação Renova, 2018). Os sedimentos do rejeito enterraram os locais percorridos, resultando no desaparecimento e assoreamento das várzeas mais baixas e terraços, gerando uma nova realidade, áreas degradadas cobertas por tecnossolo (Schaefer *et al.*, 2016).

A recuperação ecológica das áreas afetadas pelo rejeito de minério de ferro na Bacia do Rio Doce é crucial para mitigar os danos ambientais e sociais causados pelo desastre e trata-se de um desafio complexo. Diante deste cenário, o monitoramento do processo de recuperação ecológica se torna parte necessária, com o objetivo de confirmar e aferir o sucesso das ações implementadas na área (Engel & Parrotta, 2003, Bellotto *et al.*, 2009). É fundamental avaliar como anda o processo de recuperação ecológica das áreas, a fim de intervir caso este não esteja atingindo as metas definidas, ou a trajetória desejada, evitando assim perda de tempo e recursos aplicados (Brançalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015), principalmente devido às incertezas do comportamento do rejeito durante o processo de recuperação ecológica (Andrade, 2022). Ao selecionar indicadores ecológicos pode-se simplificar o monitoramento da recuperação das áreas, permitindo prever seu desenvolvimento com maior confiança.

A partir disso, o objetivo deste trabalho é avaliar, por meio de indicadores de restauração ecológica, a recuperação da estrutura e de funções ecossistêmicas em áreas com depósito de rejeito de minério de ferro na Bacia do Rio Doce. Esta análise foi realizada com foco em três objetivos específicos: (I) compreender a evolução destas áreas em processo de restauração em termos funcionais e estruturais; (II) avaliar se há efeito da matriz ambiental nas áreas em restauração; e (III) selecionar os melhores indicadores ecológicos para avaliação do processo de restauração em áreas com rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce.

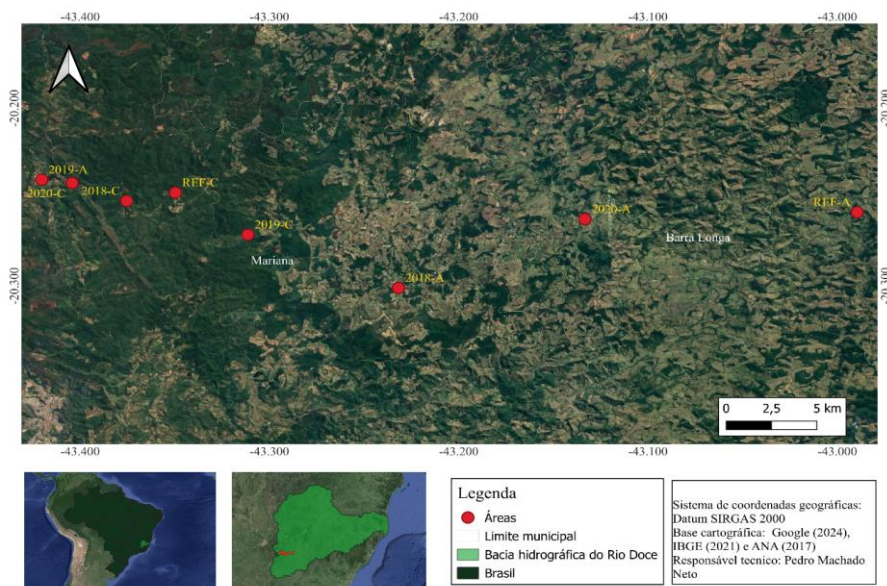
## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Áreas de estudo

Este estudo foi realizado em oito áreas da bacia do rio Doce, localizadas nos municípios de Mariana e Barra Longa, Minas Gerais (Figura 1). As áreas foram igualmente distribuídas em duas matrizes: uma florestal conservada, com mais de 50% de vegetação nativa em um raio de 1 km, e outra antropizada, com mais de 50% de uso antrópico do solo (Ribeiro, 2021). Das oito áreas, seis sofreram deposição de rejeitos da barragem de Fundão e passaram por restauração ecológica, enquanto duas áreas, sem deposição de rejeitos, foram avaliadas como ecossistemas de referência.

A Fundação Renova liderou as ações de restauração, incluindo semeadura emergencial de adubação verde em 2016 e 2017 para cobertura do solo. Entre 2018 e 2020, foi realizado o plantio de mudas de espécies arbóreas em espaçamento de 3 x 4 m. As áreas restauradas receberam manutenção contínua, com roçadas seletivas, controle de pragas, coroamento de mudas e aplicação de adubo NPK (100 g/muda), visando reduzir a competição e estimular o crescimento das espécies regenerantes (Fundação Renova, 2018).

Figura 01 – Localização das áreas de estudo da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2024).

## 2.2 Coleta dos dados

Treze indicadores ecológicos foram quantificados a fim de monitorar a restauração ecológica, abrangendo diferentes componentes do ecossistema. Tanto para o estrato arbóreo, quanto para estrato regenerante, foram analisados; número de indivíduos, número de espécies, índice de Shannon e altura média. A cobertura do dossel foi mensurada como um parâmetro adicional. Para a cobertura do solo, foram avaliadas as proporções de cobertura por gramíneas, herbáceas não gramíneas, biomassa morta e solo exposto.

Os dados foram coletados em 2021, 2022 e 2023. Na área REF-A, a coleta ocorreu apenas em 2021 e os dados de cobertura do dossel não foram obtidos em 2022 em nenhuma área. A quantidade de parcelas utilizadas variou com o tamanho da área plantada: 3 nas áreas 2019-C, REF-C e REF-A; 5 nas áreas 2018-C, 2019-A, 2020-C e 2020-A; e 8 na área 2018-A.

Foram utilizadas parcelas de 10 metros de largura e comprimento variável conforme a faixa de plantio (18 a 120 metros), onde foram mensurados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com Circunferência à Altura do Peito (DAP) igual ou superior a 5 cm. Os dados do levantamento do estrato arbóreo, coletados em parcelas de tamanhos diferentes, foram convertidos para valores por hectare. Em cada parcela, foram alocadas quatro subparcelas de 2 x 10 metros para a avaliação da regeneração natural, que incluiu todos os indivíduos com altura igual ou superior a 10 cm e DAP inferior a 5 cm. O nível de cobertura do dossel foi medido com um densiômetro esférico convexo, pela média de quatro leituras em cada parcela da regeneração natural, em direções norte, sul, leste e oeste. A cobertura do solo foi avaliada em quatro classes: gramíneas, não gramíneas, biomassa morta e solo exposto, utilizado um gabarito de madeira de 50 x 50 cm, dividido em 100 quadrantes de 5 x 5 cm, com quatro medidas aleatórias dentro de cada parcela do estrato regenerante e, por meio da média, obteve-se a porcentagem de cada categoria.

## 2.3 Análises dos dados

### 2.3.1 Evolução do processo da restauração ecológica

Foram calculados os valores médios e o coeficiente de variação (CV) dos indicadores ecológicos para avaliar a variabilidade e a dispersão dos dados ao longo dos anos de coleta (2021, 2022 e 2023). O teste t-pareado foi utilizado para comparar as médias entre os anos, considerando a dependência das amostras, com nível de significância de 5%. Foram gerados gráficos comparativos que ilustraram as médias dos indicadores em cada ano, permitindo a visualização clara das tendências e variações ao longo do tempo. As análises e os gráficos foram realizados no software Microsoft Excel© 2024.

### 2.3.2 Seleção dos melhores indicadores ecológicos

Realizou-se uma análise utilizando o algoritmo Random Forest com validação cruzada e eliminação recursiva de variáveis para selecionar os cinco melhores indicadores que expressam a relação entre a proximidade das áreas em restauração e os ecossistemas de referência.

O modelo utilizou a Nota de Restauração (NR) como variável dependente, buscando compreender seu comportamento a partir de indicadores ecológicos, que foram adotados como variáveis independentes. A análise de Random Forest permitiu avaliar a contribuição de cada variável no modelo, destacando as mais relevantes para a predição.

Para refinar a seleção das variáveis, aplicou-se a técnica de Eliminação Recursiva de Variáveis (*Recursive Feature Elimination* - RFE), utilizando a função `rfe_ctrl`. Essa abordagem ajusta o modelo com todas as variáveis disponíveis, classifica-as com base em sua importância e elimina gradualmente as menos relevantes, até alcançar o número definido de 5 variáveis mais significativas, assegurando a maximização do desempenho do modelo. As análises foram conduzidas no software R, versão 4.4.1.

### 2.3.3 Efeito da matriz ambiental sobre a restauração ecológica

Os padrões ou agrupamentos nas áreas em matriz ambiental conservada (REF-C, 2018-C, 2019-C e 2020-C) e as áreas em matriz ambiental antropizadas (REF-A, 2018-A, 2019-A e 2020-A) foram avaliados por meio da Análise de Componentes Principais (PCA -

Principal Component Analysis), a partir as médias dos indicadores ecológicos. A análise foi realizada no software R.4.4.1.

O efeito da matriz ambiental sobre as áreas em restauração foi analisado por comparação de médias dos cinco indicadores que mais contribuem para a nota da restauração das áreas, utilizando os dados coletados na última avaliação (2023), considerando os transectos como repetições para as áreas. A comparação de médias foi realizada utilizando teste t-pareado, com nível de significância de 5%.

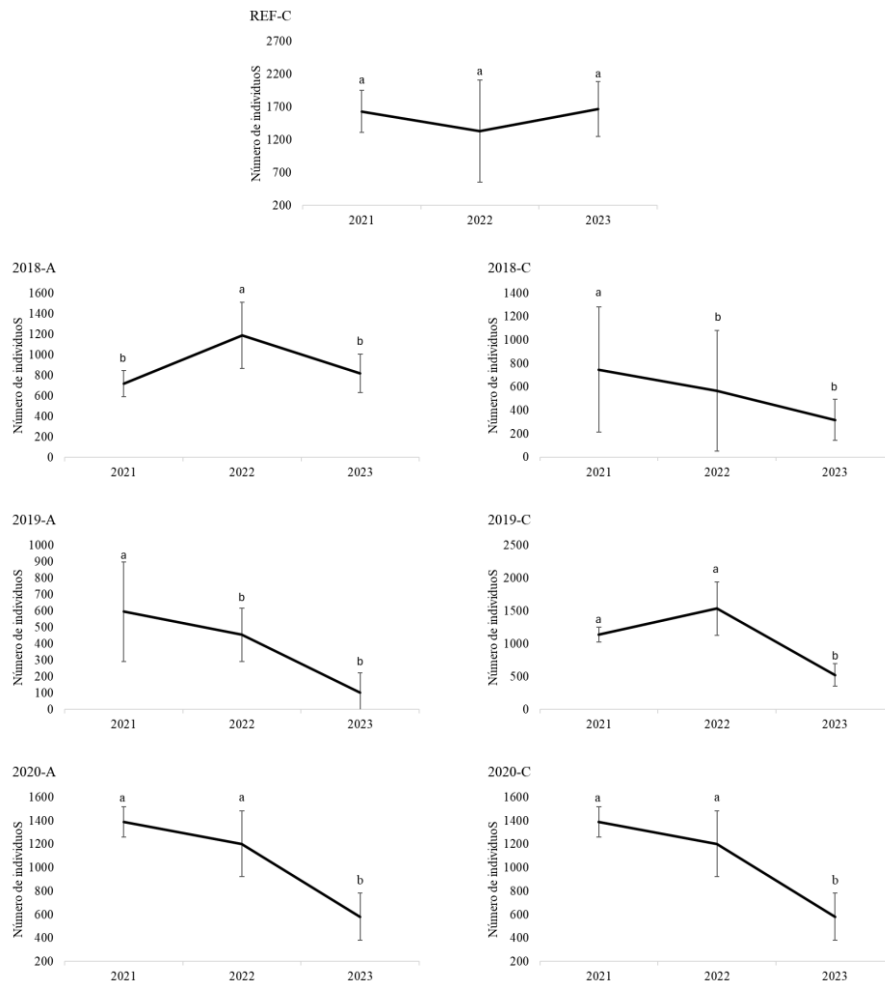
### **3 RESULTADOS**

#### **3.1 Evolução do processo de restauração ecológica**

##### **3.1.1 Estrato arbóreo**

A Figura 02 apresenta a evolução do número médio de indivíduos do estrato arbóreo nas áreas de restauração, com dados coletados ao longo dos três anos. A tendência observada permite verificar que há diminuição do indicador em todas as áreas em restauração, enquanto o ecossistema de referência manteve a média. Percebe-se também que houve grande coeficiente de variação em todas as áreas.

Figura 02: Número médio de indivíduos do estrato arbóreo (por hectare) ao longo dos anos avaliados.

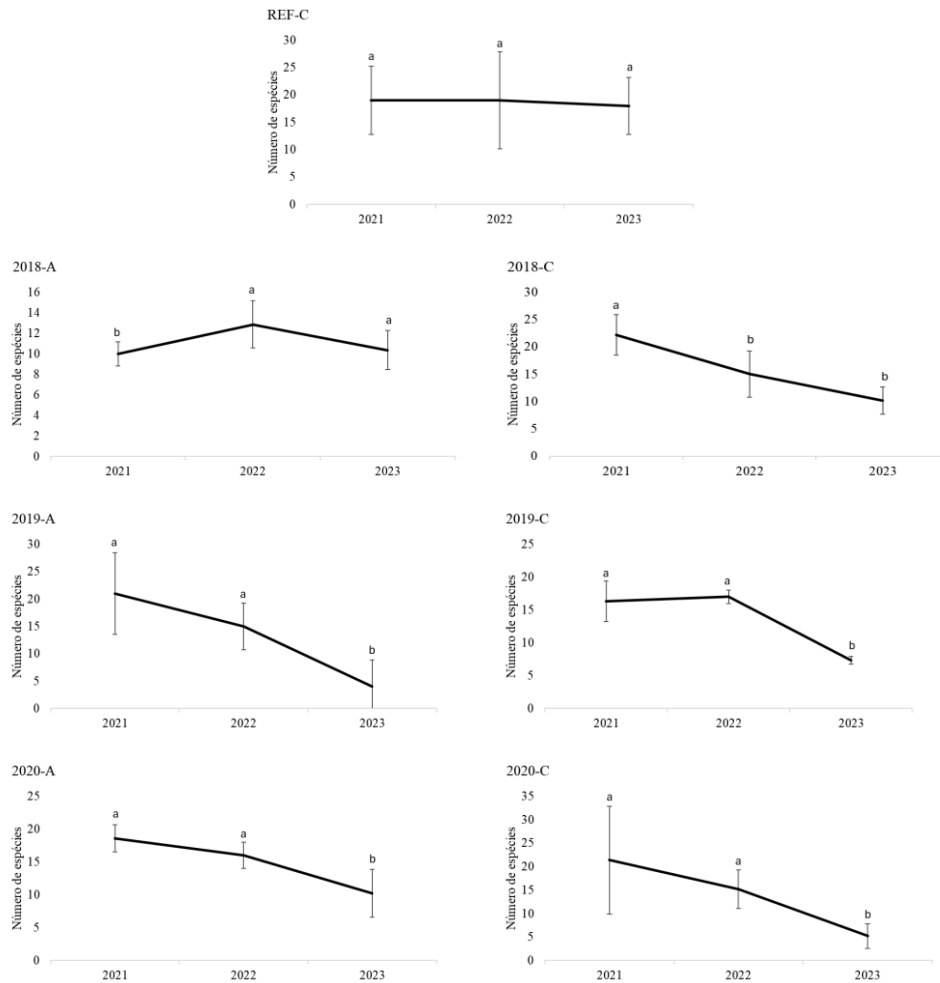


REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

Já a Figura 03 apresenta os dados sobre a variação do número de espécies, em que na área 2018-A, é observado um aumento, em contraste com as outras áreas, que apresentam redução.

Figura 03: Número médio de espécies do estrato arbóreo ao longo dos anos avaliados.

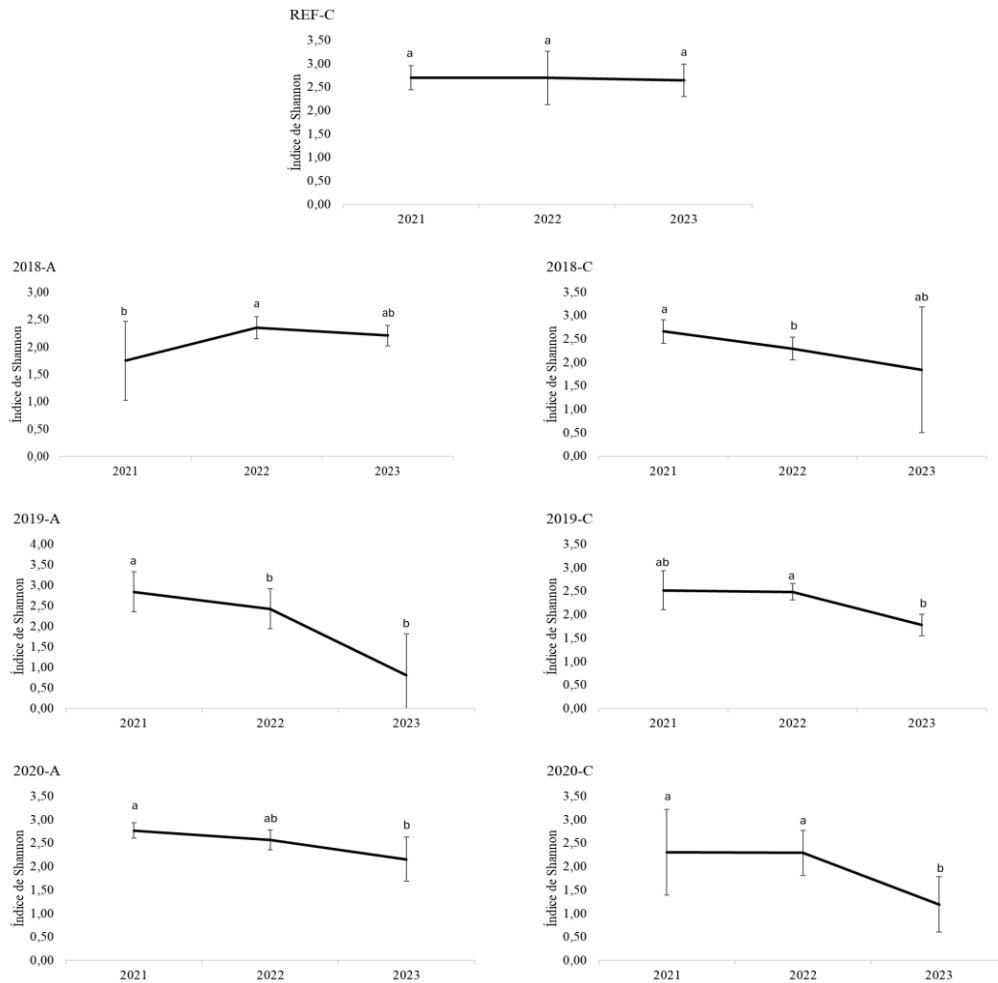


REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

A Figura 04 apresenta a evolução do Índice de Shannon. Os dados indicam redução no Índice de Shannon, o que pode sugerir que a diversidade do estrato arbóreo está diminuindo ou não está se estabilizando conforme o esperado.

Figura 04: Índice de Shannon do estrato arbóreo ao longo dos anos avaliados.

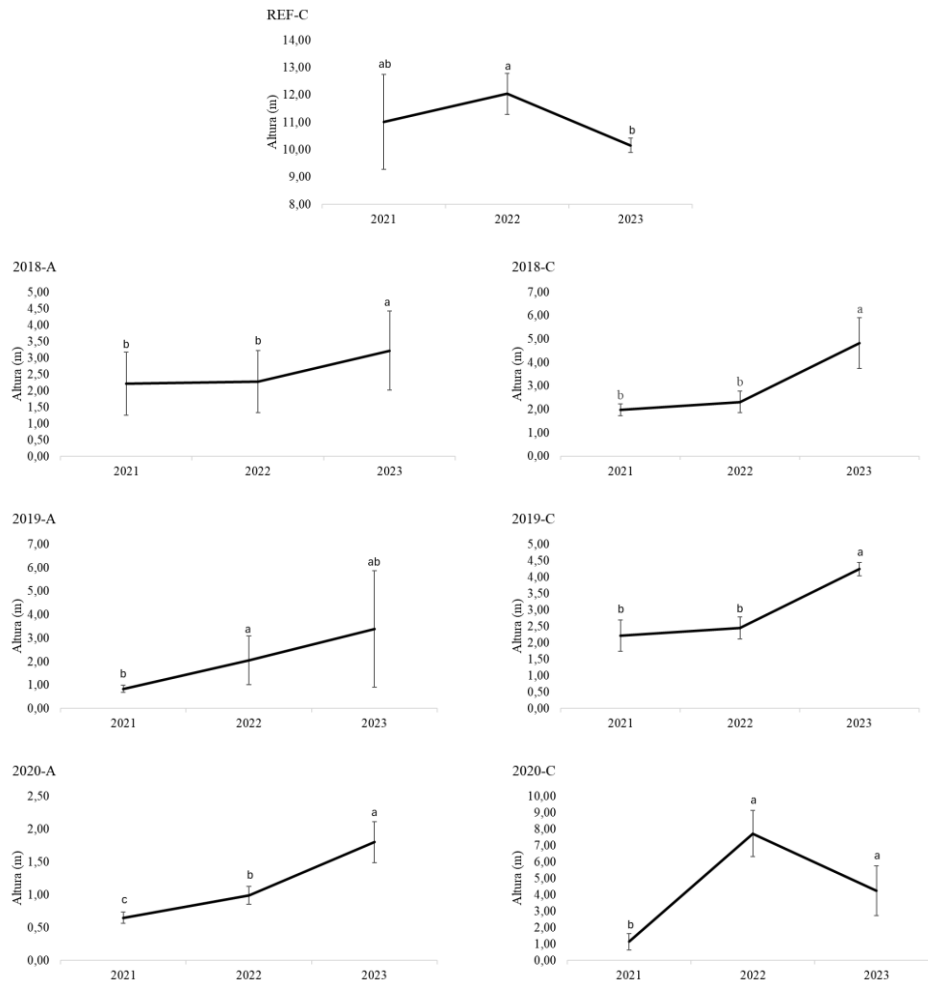


REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

A Figura 05 apresenta a evolução da altura média do estrato arbóreo. Em todas as áreas de restauração avaliadas, observou-se um aumento contínuo na altura média. Por outro lado, o ecossistema de referência (REF\_C) apresentou uma redução na altura média do estrato arbóreo.

Figura 05: Altura média do estrato arbóreo ao longo dos anos avaliados.



REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

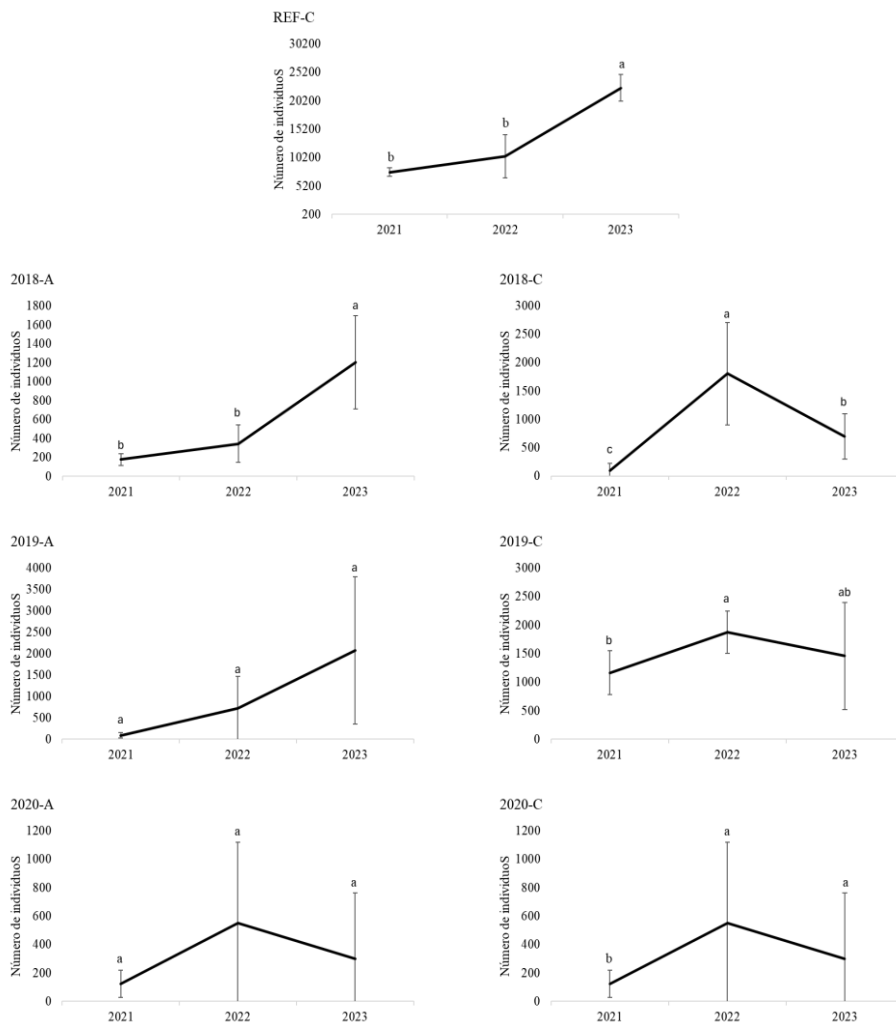
Fonte: autor (2025).

### 3.1.2 Estrato regenerante

A Figura 06 apresenta a evolução do número médio de indivíduos do estrato regenerante nas áreas de restauração, com dados coletados ao longo de três anos de

monitoramento. Observou-se um aumento no número médio de indivíduos nas áreas REF-C e 2018-A, indicando um progresso na regeneração natural nesses locais. Nas demais áreas, os valores se mantiveram estáveis, sugerindo que o processo de regeneração pode estar em estágio inicial ou apresentando limitações no recrutamento de novas plantas.

Figura 06: Número de indivíduos do estrato regenerante ao longo dos anos avaliados.

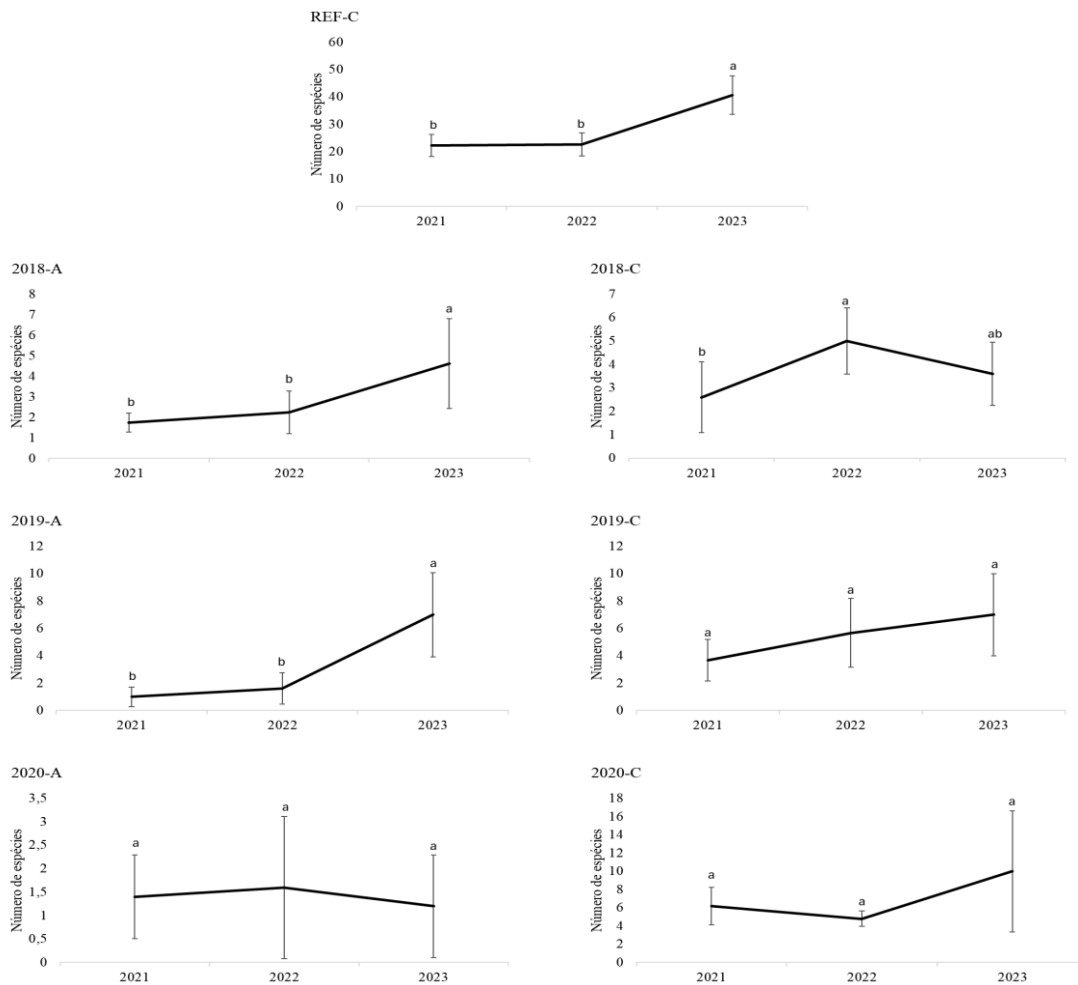


REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

A Figura 07 apresenta a variação no número de espécies ao longo do tempo, destacando um aumento no ecossistema de referência (REF-C) e nas áreas implantadas em 2018 (2018-A e 2018-C) e na área 2019-A. Nas demais áreas, o número de espécies permaneceu estável.

Figura 07: Número de espécies do estrato regenerante ao longo dos anos avaliados.

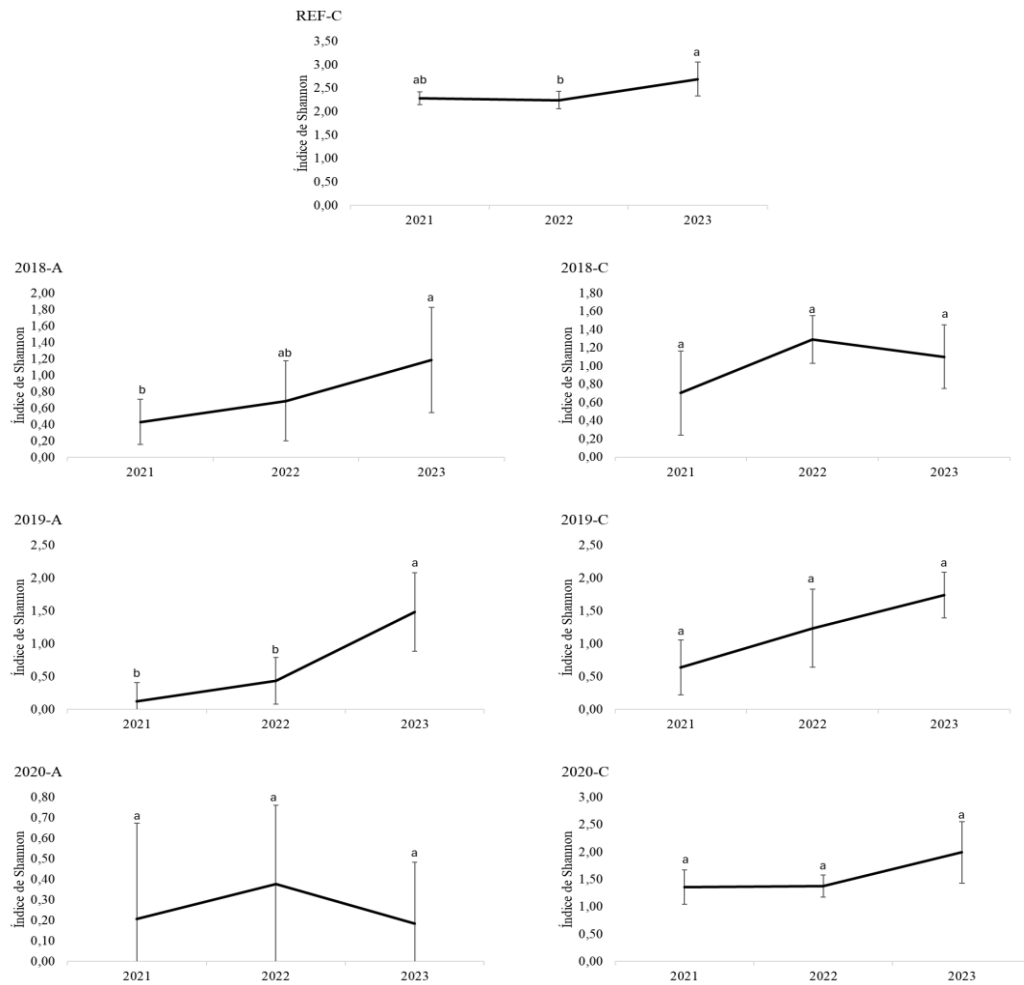


REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

A Figura 08 apresenta a evolução do Índice de Shannon, indicando um aumento nas áreas 2018-A e 2019-A, enquanto nas demais áreas o índice permaneceu estável, sem variações significativas ao longo do tempo.

Figura 08: Índice de Shannon do estrato regenerante ao longo dos anos avaliados.

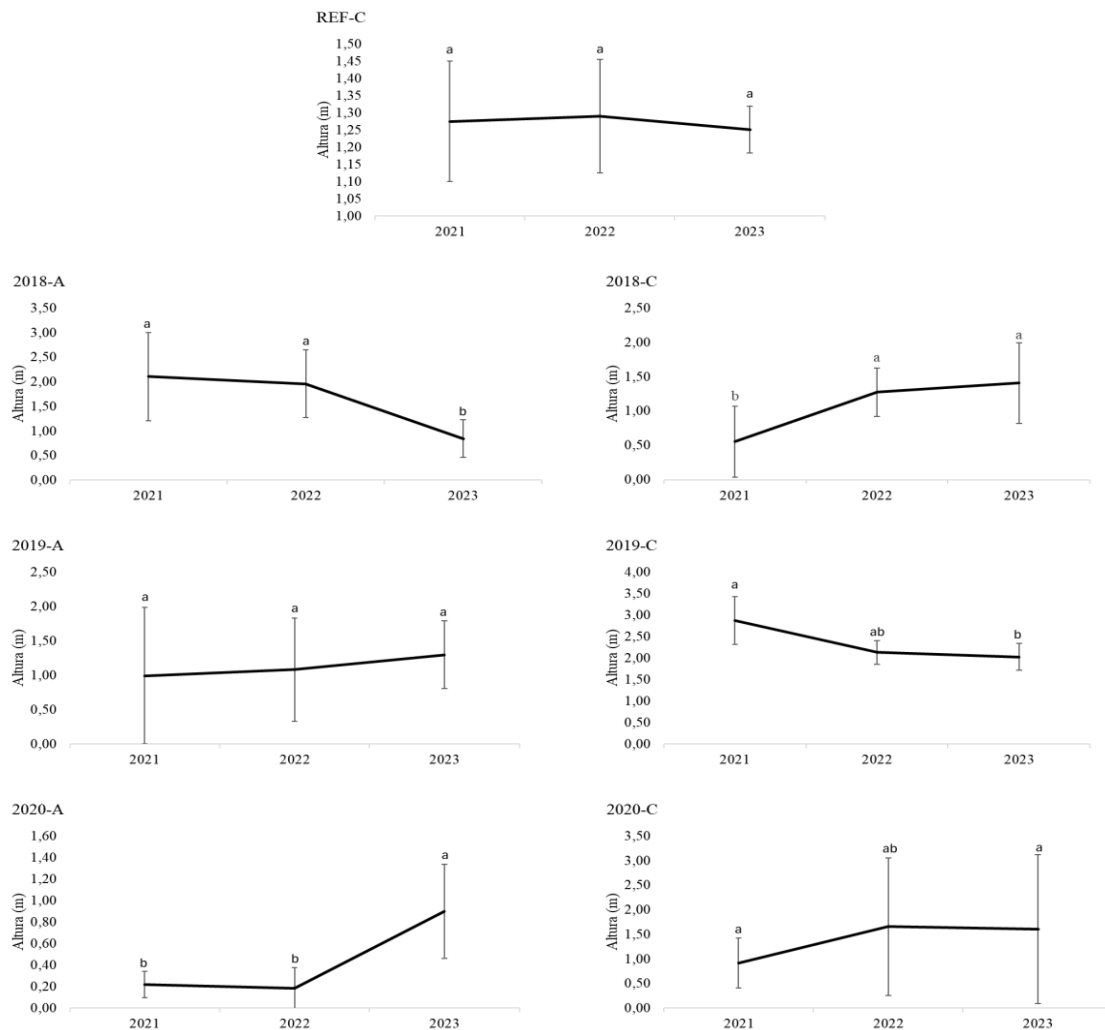


REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

A Figura 09 apresenta a evolução da altura média do estrato regenerante, evidenciando um aumento contínuo nas áreas 2018-C e 2020-A, uma redução nas áreas 2018-A e 2019-C, e uma estabilidade nas áreas 2019-A, 2020-C e no ecossistema de referência (REF-C) ao longo do período avaliado.

Figura 09: Altura média do estrato regenerante ao longo dos anos avaliados.



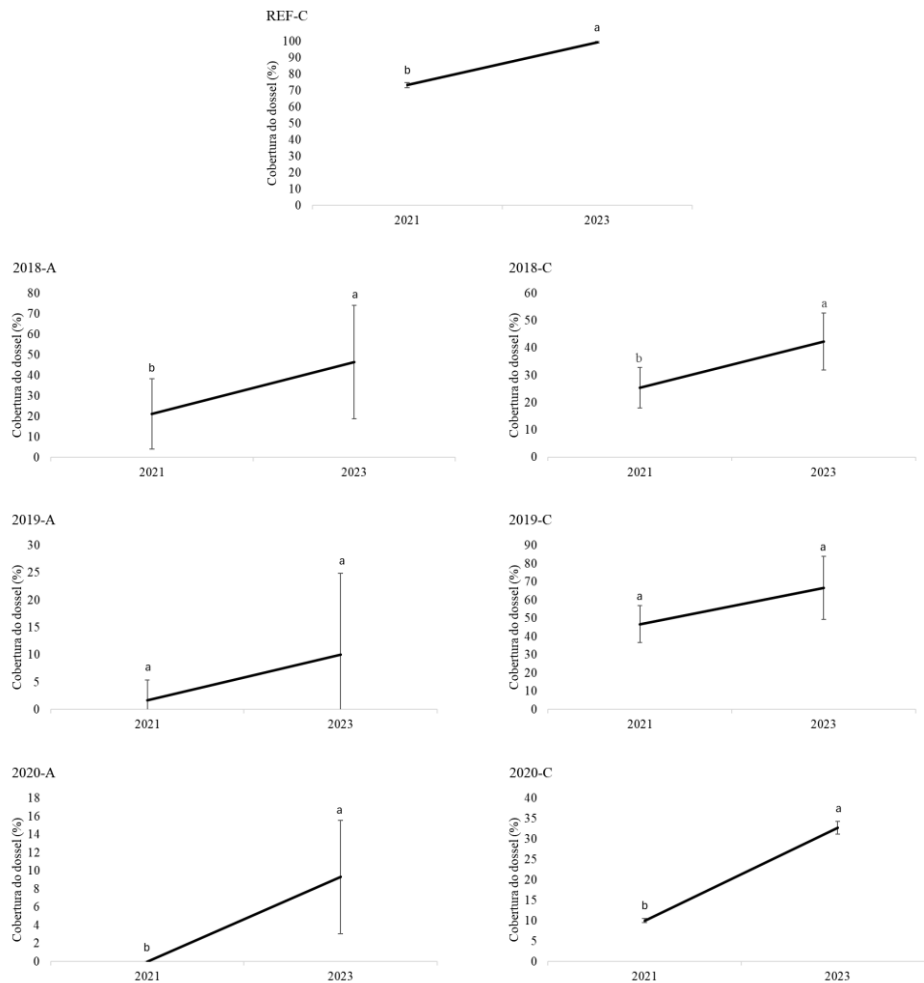
REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

### 3.1.3 Cobertura do dossel

A Figura 10 apresenta a evolução da percentagem de cobertura do dossel nas áreas de restauração ao longo dos anos avaliados, comparada com o ecossistema de referência (REF\_C). No ecossistema de referência (REF\_C), foi observado um aumento contínuo na percentagem de cobertura do dossel ao longo dos anos. Nas áreas de restauração, a tendência geral foi de aumento na percentagem de cobertura do dossel, o que indica um progresso na regeneração da vegetação arbórea. Entretanto, as áreas 2019-A e 2019-C apresentaram uma situação distinta. Nesses locais, não houve aumento significativo na percentagem de cobertura do dossel, mantendo médias estatisticamente iguais.

Figura 10: Percentagem de cobertura do dossel ao longo dos anos avaliados.



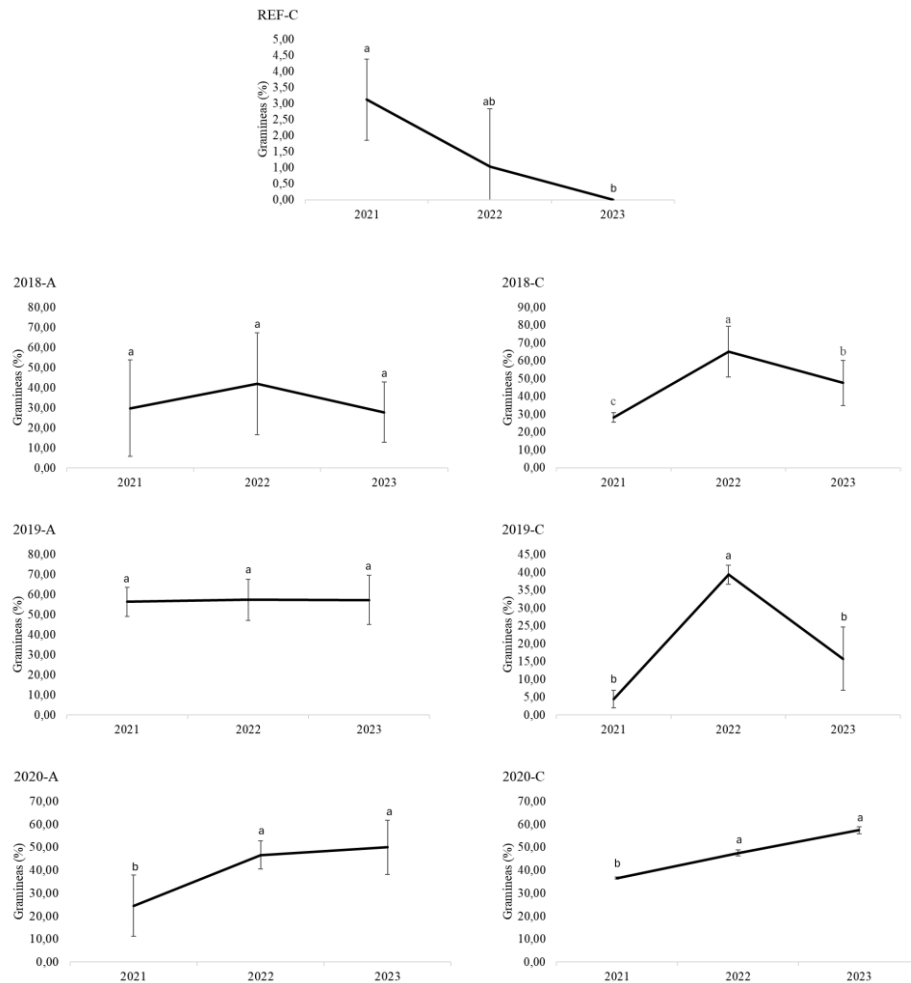
REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

### 3.1.4 Cobertura do solo

De maneira geral, a cobertura do solo apresentou variações anuais, sem apresentar um padrão consistente, mas com diferentes tendências entre as áreas analisadas. A Figura 11 apresenta a porcentagem de cobertura do solo por gramíneas, indicando aumento nas áreas 2020-A e 2020-C, redução nas áreas 2018-C e 2019-C, e estabilidade nas áreas 2018-A e 2019-A.

Figura 11: Percentagem de cobertura do solo por gramíneas ao longo dos anos avaliados.

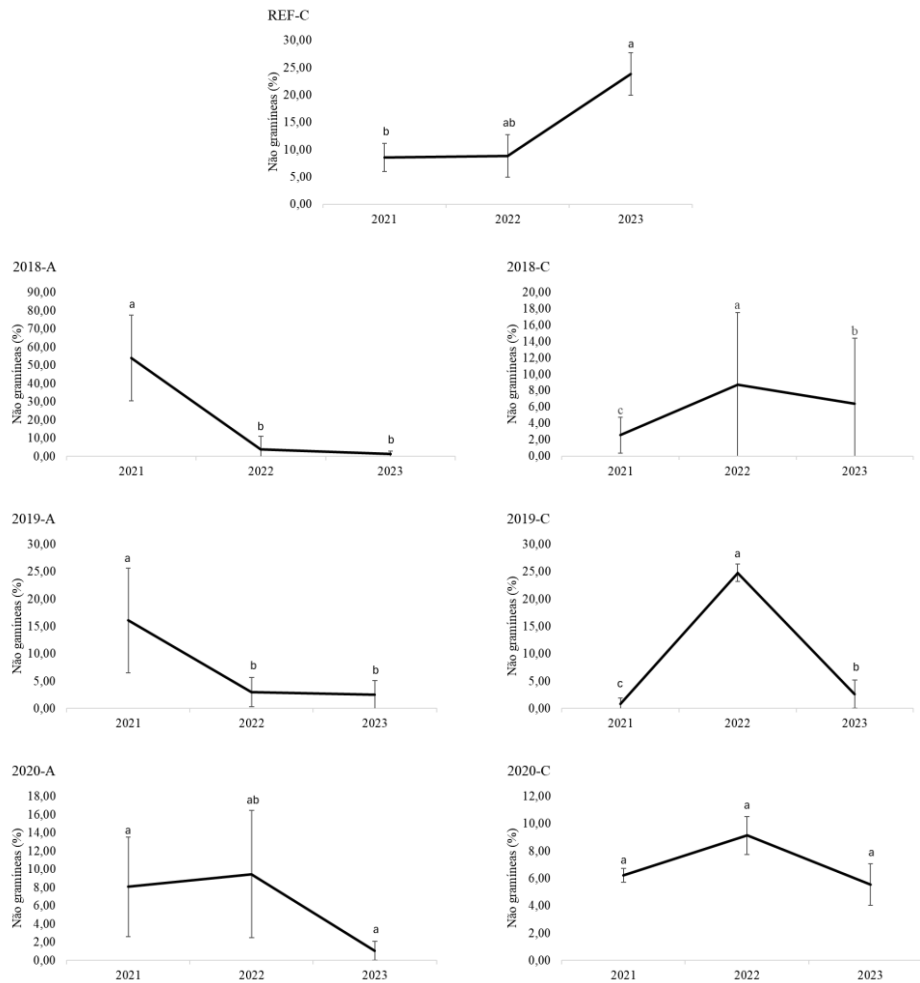


REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

A Figura 12 retrata a percentagem de cobertura do solo por herbáceas não gramíneas, evidenciando aumento no ecossistema de referência (REF-C) e redução nas áreas 2018-A e 2019-A, enquanto se manteve relativamente estável nas áreas 2020-A e 2020-C.

Figura 12: Percentagem de cobertura do solo por não gramíneas ao longo dos anos avaliados.

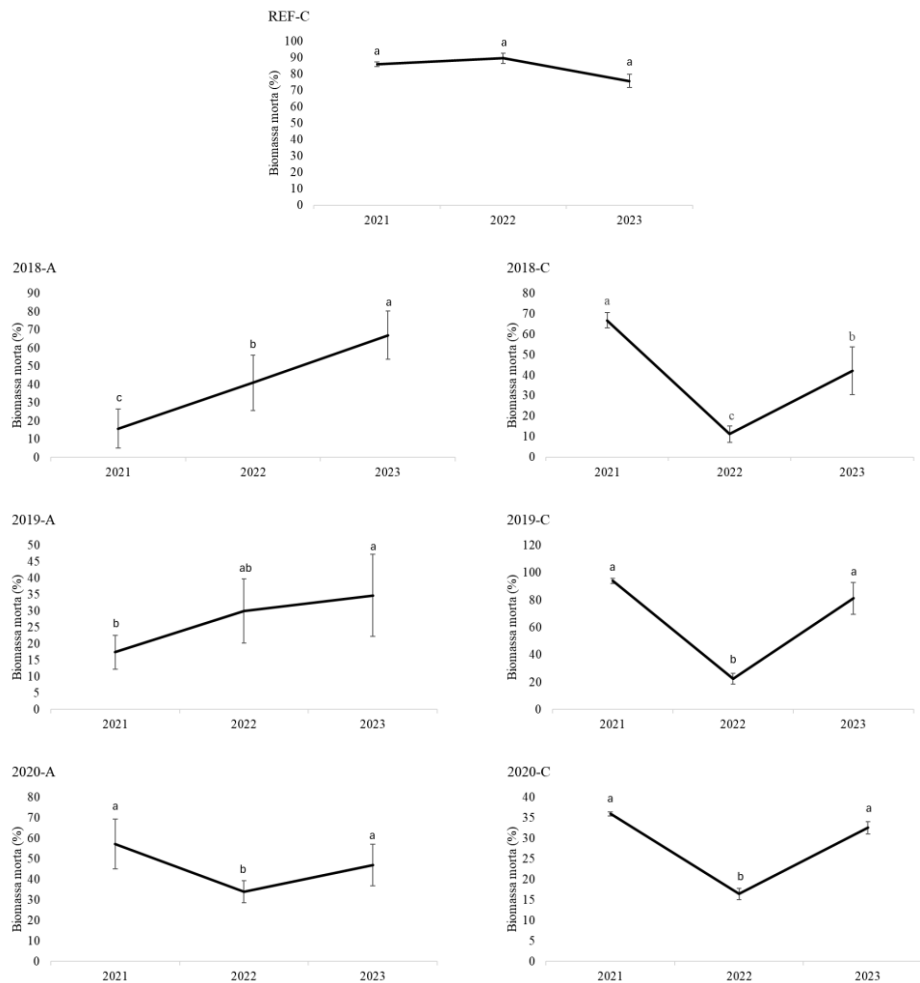


REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

A Figura 13 demonstra a percentagem de cobertura do solo por biomassa morta, que permaneceu constante na área REF-C, aumentou nas áreas 2018-A e 2019-A, e apresentou variações nas demais áreas.

Figura 13: Percentagem de cobertura do solo por biomassa morta ao longo dos anos avaliados.

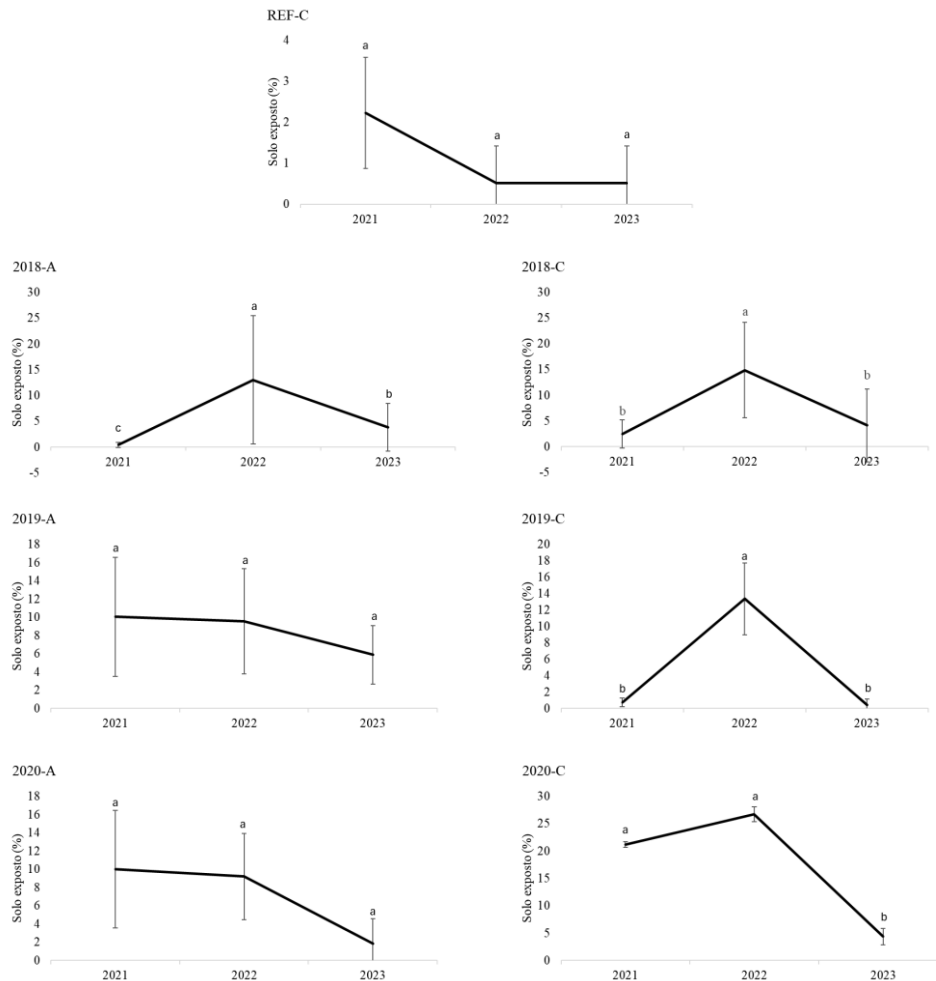


REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de **5%** de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

Por fim, a Figura 14 ilustra a percentagem de solo exposto, mostrando estabilidade nas áreas REF-C, 2019-A e 2020-A, redução na área 2020-C, e variações ao longo dos anos nas demais áreas.

Figura 14: Percentagem de cobertura do solo por solo exposto ao longo dos anos avaliados.



REF-A: área referência em matriz antropizada; REF-C: área referência em matriz conservada; 2018-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz antropizada; 2018-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2018, em matriz conservada; 2019-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz antropizada; 2019-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2019, em matriz conservada; 2020-A: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz antropizada; 2020-C: área com depósito de rejeito, com plantio de mudas realizado no ano de 2020, em matriz conservada. As médias seguidas da mesma letra minúscula, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

Fonte: autor (2025).

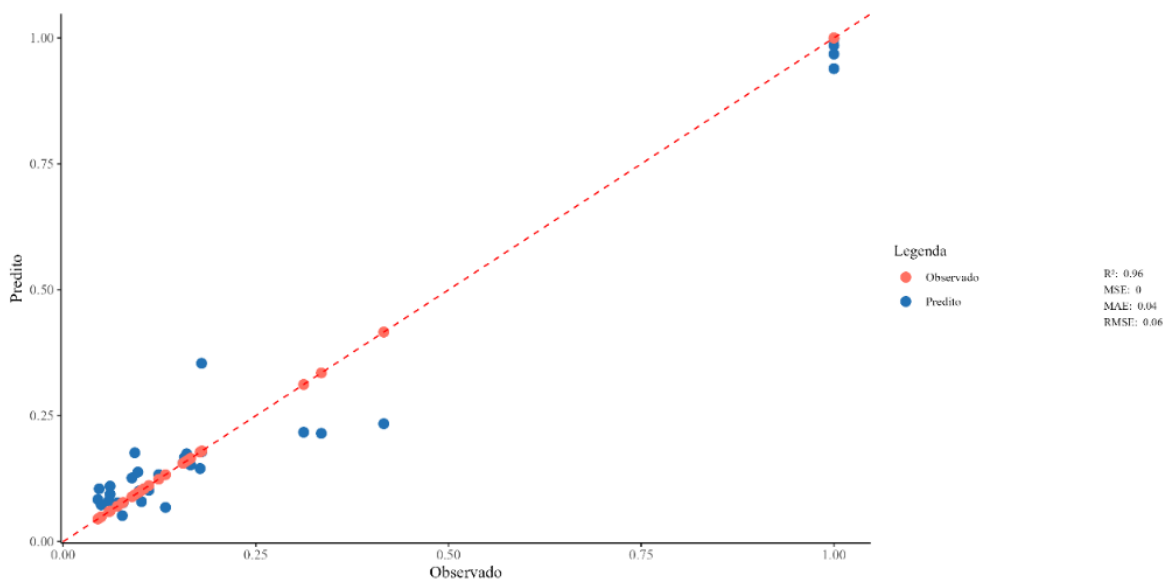
### 3.2 Seleção dos melhores indicadores ecológicos

Os indicadores ecológicos selecionados pelo modelo foram: número de indivíduos do estrato regenerante (NI\_ER), número de espécies do estrato regenerante (NESP\_ER), número

de indivíduos do estrato arbóreo (NI\_EA), altura média do estrato arbóreo (HT\_EA) e porcentagem de cobertura do solo por gramíneas (gram).

O modelo gerado apresenta alto desempenho, com  $R^2$  de 0.96 (96% da variabilidade explicada) e erros baixos, como MAE de 0.04 e RMSE de 0.06, indicando precisão nas previsões. A Figura 15, mostra o gráfico de dispersão comparando os valores observados e preditos, mostrando uma boa proximidade dos valores preditos aos valores observados, que representa o ideal onde as previsões coincidem com os valores reais.

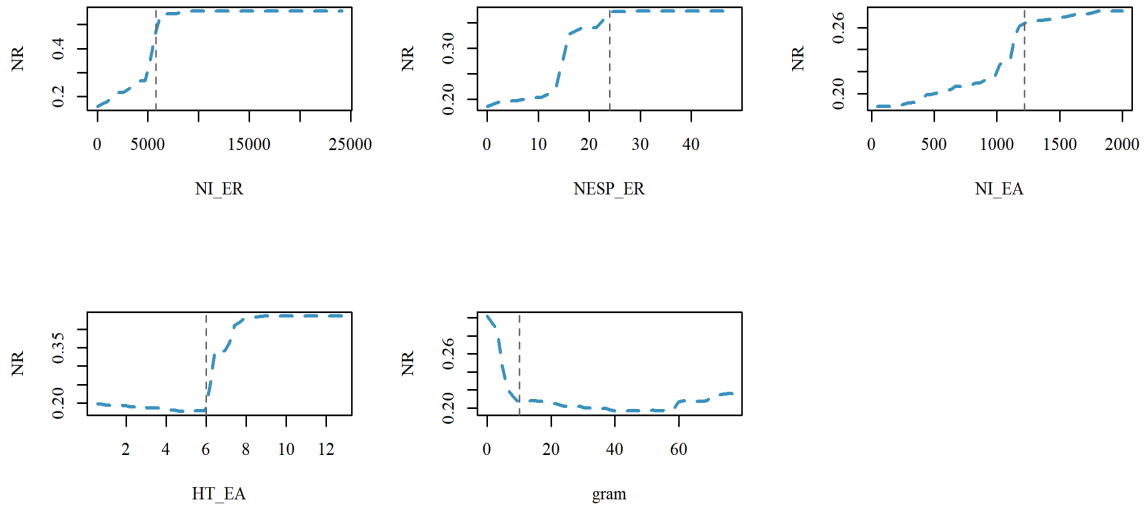
Figura 15: Métricas de dispersão de previsões.



Fonte: autor (2025).

A Figura 16 exibe gráficos de dependência parcial que ilustram a relação entre os indicadores ecológicos (variáveis explicativas) e a Nota de Restauração (NR), que é a variável de resposta. Cada gráfico destaca como a NR é influenciada por cada variável preditora de forma isolada, enquanto as demais variáveis são mantidas constantes, permitindo uma análise mais clara do impacto individual de cada indicador no desempenho do modelo.

Figura 16: Gráfico de dependência parcial dos melhores indicadores ecológicos na nota da restauração das áreas.



NR: Nota da restauração; NI\_ER: número de indivíduos do estrato regenerante; NESP\_ER: número de espécies do estrato regenerante; NI\_EA: número de indivíduos do estrato arbóreo; HT\_EA: altura média do estrato arbóreo (m) e gram: cobertura do solo por gramíneas (%).

Fonte: autor (2025).

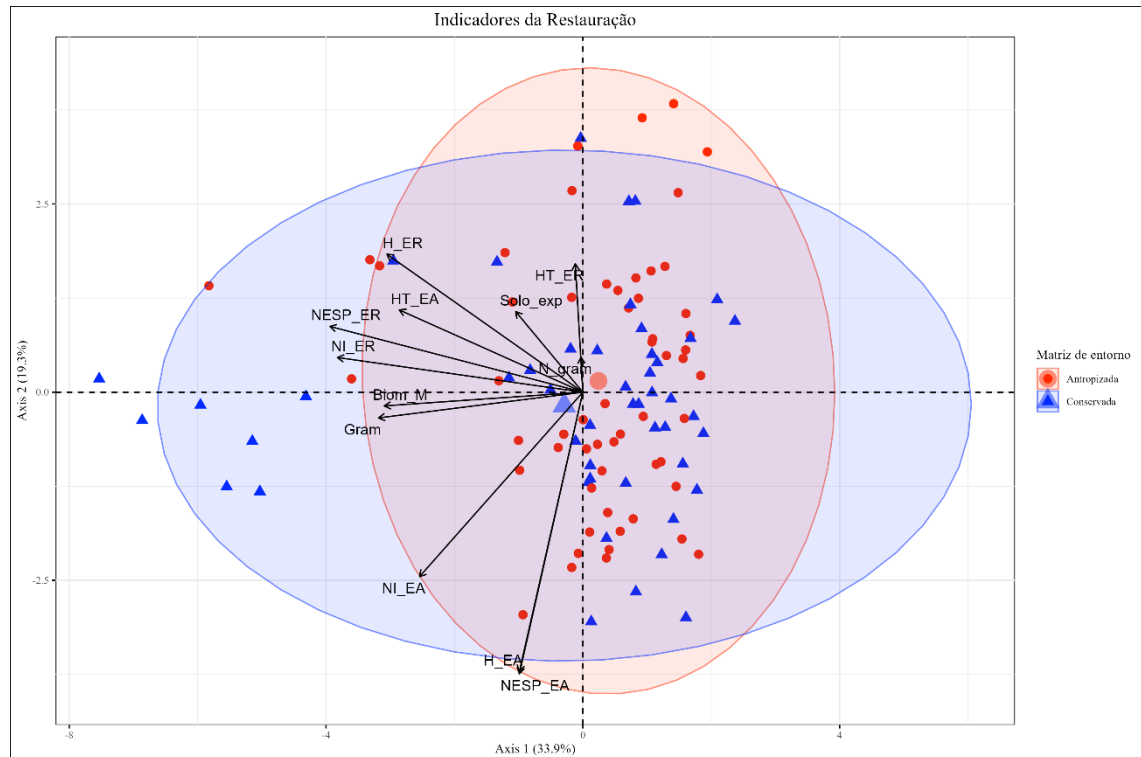
A relação entre os indicadores selecionados (NI\_ER, NESP\_ER, NI\_EA, HT\_EA, e gram) e a NR não é linear. As variáveis NI\_ER, NESP\_ER e NI\_EA apresentam maior influência na NR se estabilizando após aproximadamente 5.000, 30 e 1.000, respectivamente. Para HT\_EA, o impacto aumenta gradualmente até cerca de 6 m, estabilizando em seguida, enquanto gram mostra maior influência na NR com valores mais baixos (cerca de 10%).

### 3.3 Efeito da matriz ambiental sobre a restauração ecológica

A Figura 15 apresenta uma análise de ordenação (PCA - Análise de Componentes Principais) para os indicadores ecológicos da restauração em áreas com matrizes de entorno antropizadas (círculos vermelhos) e conservadas (triângulos azuis). Os eixos representam as duas primeiras componentes principais, que explicam 33,9% (Eixo 1) e 19,3% (Eixo 2) da variância total dos dados. As setas indicam as variáveis avaliadas e sua contribuição para a

variação observada nos dados. O comprimento das setas indica a importância da variável na ordenação.

Figura 15: Contribuição dos indicadores ecológicos na nota da restauração das áreas.



NI\_EA: número de indivíduos do estrato arbóreo; NESP\_EA: número de espécies do estrato arbóreo; H\_EA: Índice de Shannon do estrato arbóreo; HT\_EA: altura média do estrato arbóreo (metros); NI\_ER: número de indivíduos do estrato regenerante; NESP\_ER: número de espécies do estrato regenerante; H\_ER: Índice de Shannon do estrato regenerante; HT\_ER: altura média do estrato regenerante (m); Gram: cobertura do solo por gramíneas (%); N\_gram: cobertura do solo por não gramíneas (%); Biom\_M: cobertura do solo por biomassa morta (%); Solo\_exp: cobertura do solo por solo exposto (%).

Fonte: autor (2025).

A sobreposição parcial das elipses (indicando a dispersão dos grupos) sugere que, embora existam diferenças entre as matrizes conservada e antropizada, essas diferenças não são completamente distintas. Isso implica que há alguma similaridade nas características medidas em ambas as matrizes.

A diferença entre a matriz ambiental sobre as áreas em restauração é mostrada pela comparação de médias dos cinco indicadores que mais contribuem para a nota da restauração das áreas, na Tabela 01.

Tabela 01: Média dos indicadores ecológicos que mais contribuem para a NR das áreas em restauração.

Idade do plantio	Área	Indicador ecológico					
		NI_EA	HT_EA	NI_ER	NESP_ER	Gram	NR
	REF-C	1667 a	10,16 a	22458 a	41 a	0,00 a	1,00 a
5	2018-C	319 B b	4,82 A b	700 A	4 A b	47,54 A b	0,05 B b
	2018-A	819 A b	3,23 A b	1203 A	5 A b	27,80 B b	0,09 A b
4	2019-C	527 A b	4,25 A b	1458 A	7 A b	15,81 B b	0,09 A b
	2019-A	103 B b	3,38 A b	2075 A	7 A b	57,37 A b	0,09 A b
3	2020-C	203 B b	4,25 A b	2275 A	10 A b	57,50 A b	0,11 A b
	2020-A	582 A b	1,80 B b	300 B	1 B b	50,01 A b	0,04 B b

NR: Nota da restauração; NI\_ER: número de indivíduos do estrato regenerante; NESP\_ER: número de espécies do estrato regenerante; NI\_EA: número de indivíduos do estrato arbóreo; HT\_EA: altura média do estrato arbóreo (m) e gram: cobertura do solo por gramíneas (%).

As médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna e idade de plantio, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado. As médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna, não diferem ao nível de 5% de probabilidade, pelo teste t-pareado.

As áreas apresentam diferenças significativas em alguns de seus indicadores ecológicos e na NR. No entanto, a matriz ambiental e nem mesmo a idade do plantio, podem evidenciar diferenças claras entre elas. Nas áreas com plantio mais recente (3 anos), a matriz conservada apresentou melhor NR. No entanto nas áreas com plantio mais antigas (5 anos), a matriz antropizada obteve melhor resultado.

Minas Gerais não possui uma lei que determina valores de referência para o monitoramento de projetos de restauração, no entanto, no estado de São Paulo, a Resolução nº 32/2014 (SMA/SP, 2014) determina que Florestas Ombrófilas e Estacionais, em áreas de restauração de 3 a 5 anos, tenha até 200 indivíduos regenerantes por hectare, parâmetro em que todas as áreas avaliadas são consideradas adequadas. Já as seleções de no mínimo 3 espécies são atendidas apenas pela área 2020-A.

Em áreas com mais de 5 anos de restauração, o requisito é superar 1000 indivíduos regenerantes por hectare. Nesse caso, a área 2018-C atinge o valor mínimo, enquanto a 2018-A é considerada adequada. No entanto, nenhuma delas atingiu a meta de mais de 10 espécies.

Os resultados apresentados na Tabela 01 mostram uma grande discrepância nos valores dos indicadores entre a área de referência e as áreas em restauração. Essa diferença foi estatisticamente significativa, evidenciando a superioridade da área de referência em relação aos indicadores avaliados.

## **4 DISCUSSÕES**

### **4.1 Evolução do processo de restauração ecológica**

#### **4.1.1 Estrato arbóreo**

Ao longo dos anos, espera-se observar um aumento gradual da riqueza e diversidade do estrato arbóreo, refletindo a sobrevivência do plantio, ingresso de regenerantes e, conseqüente sucesso do projeto. A redução do número de indivíduos arbóreos em todas as áreas de restauração, indica mortalidade das mudas plantadas e/ou que ainda não houve recrutamento de novos indivíduos da regeneração natural. Essa redução também é observada no número de espécies, refletindo possíveis limitações ambientais ou de manejo, que podem estar prejudicando a sobrevivência e a propagação de novas espécies nessas áreas. E se confirma pelo Índice de Shannon, que pode ser elevado em áreas de baixa diversidade, quando há adequada distribuição (Reis, 2018), mas permanece caindo nas áreas em restauração, reforçando o predomínio de algumas espécies mais adaptadas às condições da área restaurada em relação a outras.

A mortalidade é comumente observada nos estágios iniciais do plantio, mas também pode ocorrer em idades mais avançadas devido a fatores típicos de áreas degradadas, como competição, pragas, condições climáticas estressantes, dentre outros fatores que dificultam o crescimento e o estabelecimento dessas plantas (Holl, 1999 , Philipson *et al.*, 2012 ; Brown *et al.*, 1999 ; Bagchi *et al.*, 2011 ; Avila, A. M. *et a*, 2016; Brancalion *et al.*, 2013; Jamir *et a.l*, 2016; Piaia, B. B. *et al.*, 2021; Rotermund, M. R.; Pisano, M. V.; Almeida, V. D. S., 2019; Sanquetta *et al.*, 2011). Vale ressaltar que, ações humanas, como pastoreio e roçadas, podem impactar diretamente a densidade arbórea, o que é observado nas áreas. Ainda assim, a área 2018-A, apresentou aumento no número de espécies, indicando que as condições ecológicas

da área estão favorecendo a colonização por novas espécies, sugerindo que a diversidade nas demais áreas podem estar em um estágio inicial de estabilização, mas pode alcançar um estágio mais avançado, tornando-se mais complexa e diversa, o que é fundamental para a restauração ecológica.

O aumento da altura média do estrato arbóreo nas áreas em restauração indica que essas áreas estão apresentando trajetória positiva neste indicador e pode refletir melhorias nas condições ambientais dessas áreas, como aumento da cobertura vegetal, atraindo animais dispersores de sementes, melhorando as condições estressantes do microclima e aumentando os nutrientes do solo (Hool, K. D., 2012). Também pode ser um indicativo de que as práticas de restauração adotadas têm sido eficazes em promover o desenvolvimento das plantas e a qualidade do sítio, que influencia o crescimento de árvores (Leite, 2023). Por outro lado, o ecossistema de referência (REF\_C) apresenta uma redução na altura média do estrato arbóreo, o que é uma tendência atípica, já que em ecossistemas naturais, espera-se que a altura média permaneça estável na maturidade, exigindo maior investigação para entender as causas desse fenômeno.

Para aprimorar o manejo dessas áreas, recomenda-se a incorporação de técnicas de enriquecimento que tem apresentados bons resultados (Souza, O. *et al.*, 2024) aliadas ao monitoramento detalhado das condições ambientais, através de análises do solo nas áreas.

#### 4.1.2 Estrato regenerante

A estabilidade no número de indivíduos, no número de espécies e do índice de Shannon no estrato regenerante, na maioria das áreas em restauração reflete limitações no recrutamento de indivíduos. A ocorrência da regeneração natural está relacionada à fatores diversos, como disponibilidade de sementes de fragmentos do entorno, de dispersores, ao banco de sementes presente na área, da sobrevivência das sementes ou propágulos, a competição, a predação, a disponibilidade adequada de água e nutrientes no solo, a ausência de incêndios entre outros (Secco; Acra; Coraiola, 2019; Chazdon *et al.*, 2017; Rozendaal *et al.*, 2019; Reid, Holl, Zahawi; 2015; Piaia, B. B. *et al.*, 2021). Além disso, distúrbios antrópicos persistentes nestas áreas, como pastoreio, roçadas e a competição com gramíneas

invasoras podem estar dificultando a entrada e o estabelecimento de novas espécies e limitando a recuperação dessas áreas que tendem a apresentar processos mais lentos de recuperação ((Holl & Aide., 2011; Souza, *et al.*, 2012). O aumento destes indicadores nas áreas 2018-A e 2018-C e 2019-A é promissor e reforça a importância de um manejo adaptativo. É fundamental implementar estratégias que ajudem as áreas com menor progresso a superar suas barreiras, garantindo que toda a paisagem restaurada evolua para ecossistemas biodiversos e funcionais.

A altura do estrato regenerante apresentou aumento contínuo em algumas áreas, redução e estabilidade em outras áreas e indicam diferentes dinâmicas ecológicas, potencialmente influenciadas por fatores ambientais e condições locais. As áreas com aumento contínuo (2018-C e 2020-A) indicam bom progresso na recuperação da estrutura vertical, essencial para o funcionamento ecológico. Já as áreas com redução (2018-A e 2019-C) ou estagnação (2019-A, 2020-C), demandam atenção para identificar possíveis barreiras ao crescimento e implementar ações corretivas. A ocorrência de roçadas nas áreas provavelmente é uma das causas principais da redução ou estagnação da altura das plantas regenerantes, seguida pelo pastoreio do gado que com frequência invade as áreas em restauração.

#### 4.1.3 Cobertura do dossel

A cobertura do dossel é considerada o maior determinante do “micro-habitat” interno de uma floresta (Melo, Miranda, Durigan, 2007). Nas áreas em restauração, com plantio em 2018 e 2020, a tendência geral foi de aumento na percentagem de cobertura do dossel, o que indica o crescimento da vegetação arbórea, que leva ao fechamento do dossel. A cobertura do dossel tem relação direta com a recuperação de biomassa, cobertura do solo, diminuindo a luminosidade incidente no solo, controlando a mato-competição dentre outras melhorias nas condições ambientais (Guilherme, 2000; Martins, Leite, Haridasan, 2004; Melo, Miranda, Durigan, 2007; Souza, *et al.*, 2012; Sughanuma, M. S. & Durigan, G., 2015; Piaia, B. B. *et al.*, 2021). Entretanto, as áreas 2019-A e 2019-C apresentaram uma situação distinta. Nesses locais, não houve aumento significativo na percentagem de cobertura do dossel, mantendo-se com a mesma média observada nas avaliações anteriores. Isso sugere que, nessas áreas específicas, o desenvolvimento da vegetação pode estar estagnado ou enfrentando dificuldades que impedem o avanço da cobertura do dossel, como fatores ambientais, como

solo de baixa qualidade ou falta de recursos (nutrientes, água) e/ou baixa taxa de sobrevivência das plantas para essas áreas. Esses resultados indicam que a restauração tem apresentado avanços, mas é fundamental continuar o monitoramento e ajustes nas estratégias de manejo para garantir o sucesso contínuo da restauração ecológica.

#### 4.1.4 Cobertura do solo

As altas percentagens de cobertura por gramíneas e herbáceas são resultantes do crescimento de espécies utilizadas no mix de sementes plantados inicialmente, que foi utilizado com objetivo de recobrir rapidamente o solo para conter a erosão inicial após a degradação (Fundação Renova, 2018). A cobertura do solo por gramíneas apresenta variações relevantes. O aumento observado nas áreas 2020-A e 2020-C pode indicar competição com as espécies nativas, especialmente em função da presença de gramíneas exóticas, que dificultam o estabelecimento do estrato regenerante ao competir por recursos como luz, água e nutrientes (Hoffman *et al.*, 2004; Fragoso *et al.*, 2020), além de sugerir uma possível falta de controle adequado, como roçadas seletivas. Por outro lado, a redução registrada nas áreas 2018-C e 2019-C pode estar relacionada ao sombreamento fornecido pelo avanço do estrato superior, que limita a luz disponível para gramíneas, ou à eficácia de estratégias de manejo. Já a estabilidade identificada em 2018-A e 2019-A aponta para um estado possível de equilíbrio na cobertura por gramíneas, o que não significa melhorias para o desenvolvimento das espécies nativas. Quanto a cobertura por herbáceas não gramíneas, o aumento apresentado nas áreas REF-C, 2018-A e 2019-A, é geralmente positivo, pois essas espécies nativas podem facilitar a regeneração, criando condições adequadas ao recrutamento de espécies arbóreas.

A cobertura por biomassa morta é superior em áreas onde a vegetação possui maior riqueza de espécies (Machado, 2016). As áreas 2018-A e 2019-A apresentaram aumento na cobertura do solo por biomassa morta, o que pode ser atribuído à mortalidade natural de gramíneas, herbáceas ou plantas jovens do estrato regenerante. Esse acúmulo pode ter um aspecto positivo para melhorar a qualidade do solo ao longo do tempo, fornecendo matéria orgânica. A constância observada no REF-C reflete um ecossistema maduro, onde a entrada e a acomodação da biomassa estão equilibradas. Por outro lado, as variações em outras áreas podem ser influenciadas por fatores externos, como distúrbios ou mudanças.

A baixa variação do solo exposto nas áreas REF-C, 2019-A e 2020-A sugere maior cobertura vegetal ou proteção do solo, essencial para prevenir erosão e degradação. A redução registrada em 2020-C indica um avanço na cobertura vegetal, resultado do aumento da cobertura por gramíneas. As flutuações entre os anos podem indicar períodos de instabilidade ecológica, como morte de cobertura vegetal, exposição por distúrbios ou sazonalidade.

O comportamento da cobertura do solo mostra a dinâmica temporal da cobertura vegetal, possivelmente influenciada por fatores ambientais, de manejo ou regeneração natural. Os dados apresentados reforçam a importância de práticas de restauração adaptativas, com foco em reduzir gramíneas, promover herbáceas nativas e minimizar o solo exposto.

#### **4.2 Seleção dos melhores indicadores ecológicos**

A relação não linear observada entre os indicadores selecionados e a Nota de Restauração (NR) reflete as complexas dinâmicas ecológicas que regem os processos de recuperação de ecossistemas degradados. Variáveis como NI\_ER, NESP\_ER e NI\_EA, relacionadas à riqueza e densidade, destacam a importância de estabelecer comunidades iniciais robustas, uma vez que valores baixos dessas variáveis têm maior impacto na NR. Isso está em consonância com estudos que indicam que densidades mais altas no estágio inicial de restauração promovem maior recobrimento do solo, recrutamento e desenvolvimento estrutural, essenciais para a estabilização da comunidade ao longo do tempo (Durigan, 2011; Garcia *et al.*, 2011; Schievenin *et al.*, 2012; Fernandes *et al.*, 2019; Hüller *et al.*, 2019; Miyamura *et al.*, 2019).

A estabilização da NR em HT\_EA acima de 6 m reflete o papel crucial das árvores pioneiras, em fornecer serviços ecológicos, como sombra, proteção do solo e controle microclimático, necessários para a regeneração natural e sucessão ecológica (Ventura, 1952, Carpanezzi, 2006; Gris *et al.*, 2012; Almeida, 2016). Já a variável Gram, que representa a cobertura do solo por gramíneas, sugere uma relação inversa: valores baixos favorecem a NR, possivelmente devido à redução da competição, que é fundamental para o estabelecimento de espécies arbóreas (Hoffmann *et al.*, 2004, Martins; Leite; Haridasan, 2004, Fragoso *et al.*, 2020).

### 4.3 Efeito da matriz ambiental sobre a restauração ecológica

Embora seja possível identificar diferenças entre as matrizes conservadas e antropizadas, elas também compartilham características em comum. Isso pode ser atribuído ao fato de que o processo de restauração das áreas é relativamente recente, o que pode não ter sido suficiente para evidenciar diferenças significativas entre as matrizes. A recuperação de florestas tropicais após distúrbios humanos é variável: em alguns casos, a biomassa e a composição de espécies se restabelecem em décadas, enquanto em outros, fatores como solos degradados ou competição com espécies ruderais impedem a sucessão (Lamb *et al.*, 2005, Letcher & Chazdon, 2009 apud Holl, 2011).

Olhando pelos critérios da Resolução nº 32/2014 (SMA/SP, 2014) para monitoramento de projetos de restauração ecológica de Florestas Ombrófilas e Estacionais, as áreas mais antigas (2018-C e 2018-A) apresentaram menor desempenho, não alcançando ainda o número de espécies mínimo exigido para a quitação das obrigações da restauração (10 espécies). Nesse sentido o fator idade do plantio, tem demonstrado efeito inverso ao recrutamento e corrobora com as limitações no recrutamento de indivíduos, discutidas anteriormente.

A expressiva diferença entre as áreas em processo de restauração e as áreas referência, evidenciando a superioridade da área de referência em relação aos indicadores avaliados é constatada comparando qualquer variável de ambos os compartimentos dos ecossistemas avaliados e corrobora com a avaliação das mesmas áreas por Andrade, 2022. Embora a restauração possa recuperar a autosustentabilidade de uma área, muitos autores consideram incomum que ela atinja características de um ecossistema de referência (Suding, 2011, Maron *et al.*, 2012, Daronco *et al.*, 2013).

## 5 CONCLUSÕES

A variação dos indicadores avaliados nas diferentes áreas de restauração é um reflexo da complexidade do processo ecológico de restauração. De modo geral, o estrato arbóreo das áreas em restauração, quando avaliados pelos indicadores ecológicos relacionados a riqueza e diversidade, não apresentou bom progresso, apontando para a necessidade de ajustes nas estratégias de manejo. No entanto, o aumento contínuo da altura média do estrato arbóreo é

um indicativo promissor de que o processo de restauração está avançando, com o crescimento das árvores podendo refletir na melhoria das condições ecológicas. Como ajuste nas estratégias de manejo recomenda-se o uso de técnicas de enriquecimento e o acompanhamento mais detalhado das condições ambientais, através de análises do solo nas áreas.

O estrato regenerante apresenta estagnação na maioria das áreas avaliadas. Limitações no recrutamento, causados por distúrbios antrópicos persistentes, como roçadas e pastoreio; e competição com gramíneas podem estar relacionadas a isso. Apesar disso, há aumento de espécies e indivíduos em algumas áreas (2018-A, 2018-C e 2019-A) o que é promissor. Destaca-se a necessidade de gestão adaptativa com estratégias que superem estes desafios, como, conduzir a regeneração natural com coroamento dos indivíduos regenerantes, ao invés do controle do mato em área total com roçadas, que pode estar impactando o estabelecimento de novas espécies.

A cobertura do dossel tem apresentado avanços significativos na maioria das áreas, mas é fundamental continuar o monitoramento para garantir o sucesso contínuo da restauração ecológica.

O comportamento da cobertura do solo é dinâmico e possivelmente influenciado por fatores ambientais, de manejo e regeneração natural. Os resultados reforçam a importância de práticas com foco em reduzir gramíneas, promover herbáceas nativas, minimizar o solo exposto e promover maior sombreamento.

Os indicadores ecológicos selecionados pelo modelo, que incluem o número de indivíduos do estrato regenerante (NI\_ER), o número de espécies do estrato regenerante (NESP\_ER), o número de indivíduos do estrato arbóreo (NI\_EA), a altura média do estrato arbóreo (HT\_EA) e a porcentagem de cobertura do solo por gramíneas (gram), mostraram-se como os mais relevantes e indicativos da nota de restauração das áreas avaliadas, destacando-se como as variáveis com maior contribuição para a avaliação da qualidade ecológica das áreas em processo de restauração.

As áreas em matrizes conservadas e antropizadas apresentam diferenças, porém não suficientemente significativas para distingui-las. A restauração recente das áreas pode não ter sido suficiente para evidenciar diferenças claras entre elas.

A continuidade do monitoramento, juntamente com manejo adaptativo das técnicas de restauração, será essencial para entender as diferentes trajetórias das áreas e suas causas visando garantir a restauração bem-sucedida das áreas afetadas pelo rejeito de minério de ferro na Bacia do Rio Doce.

## REFERÊNCIAS

AGUILA, G. E. N. *et al.* Benthic Macroinvertebrate Diversity in the Middle Doce River Basin, Brazil. **Data**, v. 3, n. 17, p. 1-9, 2018.

ALMEIDA, DS. Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação. In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, 2016, pp. 48-75. ISBN 978-85-7455-440-2. Available from SciELO Books.

ANA. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016. 50p.

ANDRADE, M. M. **Indicadores de restauração ecológica em áreas atingidas por rejeito de minério de ferro na bacia do Rio Doce**. Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, p. 61. 2022.

AVILA, A. M. *et al.* STRUCTURE OF NATURAL REGENERATION IN RELATION TO SOIL PROPERTIES AND DISTURBANCE IN TWO SWAMP FORESTS. **Cerne**, v. 22, n. 1, p. 1–10, 1 mar. 2016.

BAGCHI, R. *et al.* Impacts of logging on density-dependent predation of dipterocarp seeds in a South East Asian rainforest. v. 366, n. 1582, p. 3246–3255, 27 nov. 2011.

BELLOTTO, A; VIANI, R.A.G; NAVE, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica**. In: Pacto pela restauração da Mata Atlântica – Referencial dos Conceitos e Ações de Restauração Florestal. 2009, p 128 - 141.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de textos, 2015.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins, Sebastião Venâncio. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2013.

BROWN, N.; PRESS, M.; BEBBER, D. Growth and survivorship of dipterocarp seedlings: differences in shade persistence create a special case of dispersal limitation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 354, n. 1391, p. 1847–1855, 29 nov. 1999.

CARPANEZZI, A. A. Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná: em solos não degradados [recurso eletrônico] / Antonio Aparecido Carpanezi, Odete T. Bertol Carpanezi. - Dados eletrônicos. - Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

CHAZDON, R. L. *et al.* **Partnering with nature**: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration. Canadá: Feri Policy Brief, 2017. 13p.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Hoehnea*, v.40, n.3, p.485-498, 2013.

DAVILA, R. B. *et al.* Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 709, 2020.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos de Mata Ciliar**, n. 4, p. 11-13, 2011. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/mataciliar/>. Acesso em: 13 jan. 2024.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 1, p.3-26.

FERNANDES, M. M., *et al.* Regeneração natural em fragmento de Floresta Ombrófila Semidecidual em Sergipe, Brasil. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal**, v. 7, p. 2, 2019. <http://dx.doi.org/10.5902/2316980X28813>.

FRAGOSO, R. O. *et al.* Brushwood and artificial perch did not facilitate forest regeneration in *Urochloa* spp. grassland. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 43, p. 155-163, 2020.

FUNDAÇÃO RENOVA. **PG-25-PROGRAMA DE RECUPERAÇÃO DA ÁREA AMBIENTAL 1, NOS MUNICÍPIOS DE MARIANA, BARRA LONGA, RIO DOCE E SANTA CRUZ DO ESCALVADO -MG Outubro/2018**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[https://www.gov.br/ibama/pt-br/aceso-a-informacao/institucional/cif/arquivos/deliberacoes/2021/2021-08-25-Anexo\\_7979756\\_Anexo1\\_Documento\\_de\\_Definicao\\_PG25-deliberacao-491.pdf](https://www.gov.br/ibama/pt-br/aceso-a-informacao/institucional/cif/arquivos/deliberacoes/2021/2021-08-25-Anexo_7979756_Anexo1_Documento_de_Definicao_PG25-deliberacao-491.pdf)>. Acesso em: 7 jan. 2025.

GARCIA, C. C. *et al.* Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 677-688, 2011.

GRIS, D.; TEMPONI, L. G.; MARCON, T. R. Native species indicated for degraded area recovery in Western Paraná, Brazil. **Revista Arvore**, v. 36, n. 1, p. 113–125, 1 fev. 2012.

GUILHERME, F. A. G. Efeitos da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília, DF. **Cerne**, v.6, n.1, p.60-66, 2000.

- HOFFMANN, W. A. *et al.* Impact of the invasive alien grass *Melinis multiflora* at the savannaforest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, 99-103, 2004.
- HOLL, 2012. Restauração de Florestas Tropicais. Em *Ecologia da Restauração: A Nova Fronteira*, 103–14.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, maio 2011.
- HÜLLER, A. *et al.* Regeneração natural do componente arbóreo e arbustivo do parque natural municipal de Santo Ângelo-RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 1, p. 25- 35, 2019.
- JAMIR *et al.* Functional traits shape size-dependent growth and mortality rates of dry forest tree species. **Journal of Plant Ecology**, p. rtw103–rtw103, 23 set. 2016.
- LACAZ, F. A. de C.; PORTO, M. F. de S. e PINHEIRO, T. M. M. Contemporary Brazilian tragedies: the case of Fundão/Samarco tailings dam collapse. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**. 2017; 42: e9. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbso/a/5K38Dp8mVGv6jygHLGzPNGG/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 03 nov. 2024.
- LAMB, D. *et al.* Restauração de paisagens de florestas tropicais degradadas. **Science**, 1628-1632 (2005).
- LETCHER, S. G. & CHAZDON, R. L. Recuperação rápida de biomassa, riqueza de espécies e composição de espécies em uma cronossequência florestal no nordeste da Costa Rica. **Biotropica**. 608-617 (2009).
- MACHADO, D. L. **Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de restauração florestal**. 2016. 204 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciência Florestal, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2016. Cap. 2.
- MARON, M., HOBBS, R. J., MOILANEN, A., MATTHEWS, J. W., CHRISTIE, K., GARDNER, T. A., KEITH, D. A., LINDENMAYER, D. B. & MCALPINE, C. A. 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation** 155: 141-148.
- MARTINS, C.R.; LEITE, L.L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v.28, n.5, p.739-747, 2004.
- MELO. A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G., Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.31, n.2, p.321-328, 2007.
- MIYAMURA, F. Z. *et al.* Influência de espécies exóticas invasoras na regeneração natural de um fragmento florestal urbano. **Scientia Plena**, v. 15, n. 8, 2019.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

PHILIPSON, C. D. *et al.* Light-based Regeneration Niches: Evidence from 21 Dipterocarp Species using Size-specific RGRs. **Biotropica**, v. 44, n. 5, p. 627–636, 5 dez. 2012.

PIAIA, B. B. *et al.* Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleo com diferentes idades. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 3, p. 1512–1534, 6 set. 2021.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, Washington, v. 25, n. 4, p. 1072-1082, 2015.

REIS, D. N. dos. **Desenvolvimento de um índice para avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares**. Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Florestal. Universidade Federal de Lavras – Lavras: UFLA, 2008. 179 p.

REZENDE, C. L. *et al.* Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015.

ROTERMUND, M. R.; PISANO M., V.; ALMEIDA, V. DE S. ESTUDO SOBRE A PERDA DE MUDAS ARBÓREAS PLANTADAS NO SISTEMA VIÁRIO DA CIDADE DE SÃO PAULO. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 7, n. 3, p. 1, 1 maio 2019.

ROZENDAAL, D. M. A. *et al.* Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, v. 5, n. 3, p. 1-10, 2019.

SANQUETTA, C. R.; UBIALLI, J. A.; AZEVEDO, C. P.; ROSSI, L. M. B.; DALLA CORTE, A. P. Modelagem para prognose precoce do número de árvores e área basal por classe diamétrica para *Tectona grandis*. **Naturalia**, v. 34, 2011.

SANTOLIN, C. V. A. *et al.* Distribution and environmental impact evaluation of metals in sediments from the Doce River Basin, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 2, p. 1235-1248, 2015.

SCHAEFER, C. E. G. R. *et al.* Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS). **A Ciência do solo e o desastre de Mariana**. Boletim Informativo ISSN 1981-979X, v. 42, n. 1, p. 18-22, jan. /abr. 2016.

SCHIEVENIN, D. F. *et al.* Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 19, n. 1, p. 95-108, 2012.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CORAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 208-220, 2019.

SMA/SP, 2015. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. COORDENADORIA DE BIODIVERSIDADE E RECURSOS NATURAIS. **Portaria CBRN 01/2015**. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica.

SOUZA, L. M. DE *et al.* Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **CERNE**, v. 18, n. 4, p. 565–576, dez. 2012.

SOUZA, O. de P. S. de, Figueiredo Junior, O. de, Nascimento Junior, J. M. M. do, Bahiana, B. G., Becker, D. R. dos S., & Herrera, R. C. (2024). CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES NATIVAS EM PLANTIO DE ENRIQUECIMENTO EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DA UHE DE BELO MONTE (PA). **Revista Contemporânea**, 4(10), e6337.

SUDING, K. N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42: 465-487.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, p. 238-251, 2015.

VENTURA, A. Contribuição ao estudo do reflorestamento no Estado de São Paulo. **Boletim do Serviço Florestal do Estado, São Paulo** (24): 1-5, 1952.

## TERCEIRA PARTE

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

A degradação causada por rejeitos de mineração é um problema ambiental grave, com impactos em ecossistemas, comunidades e a economia ao redor do mundo. No Brasil, os desastres de Mariana (2015) e Brumadinho (2019), em Minas Gerais, ilustram a seriedade desses problemas, e a restauração das áreas afetadas pelo rejeito é essencial para mitigar os danos.

Existem diversos aspectos que devem ser considerados no planejamento de projetos de restauração ecológica, que se iniciam no diagnóstico das áreas. No caso de Mariana, destaca-se o diagnóstico do solo, que foi coberto por rejeito, caracterizando-o como um tecnossolo e a matriz ambiental que as áreas estão inseridas, que tem papel crucial para estabelecer os métodos de restauração (passiva e ativa).

Outro aspecto é o monitoramento, pois permite determinar o sucesso dos projetos. O uso de indicadores de restauração ecológica é um método utilizado para isto e é objeto do presente estudo.

A variação dos indicadores ecológicos avaliados nas diferentes áreas de restauração reflete a complexidade do processo ecológico de restauração.

Os indicadores ecológicos selecionados pelo modelo, como o número de indivíduos e espécies do estrato regenerante, o número de indivíduos e a altura média do estrato arbóreo, além da porcentagem de cobertura do solo por gramíneas, mostraram-se relevantes para a avaliação da qualidade ecológica das áreas em restauração.

As diferenças entre áreas em matrizes conservadas e antropizadas não foram suficientemente significativas para distingui-las, possivelmente devido ao curto período de restauração.

O monitoramento contínuo e o manejo adaptativo serão essenciais para compreender as trajetórias das áreas e garantir o sucesso da restauração na Bacia do Rio Doce. Como ajuste nas estratégias de manejo, recomenda-se o uso de técnicas de enriquecimento e o acompanhamento mais detalhado das condições ambientais, por meio de análises do solo.

O estudo oferece um modelo integrado e replicável para o monitoramento da restauração ecológica de ecossistemas degradados, que pode ser aplicado a outros territórios impactados por desastres de mineração, promovendo o desenvolvimento sustentável.

**APÊDICE A - Valores médios das variáveis avaliadas nas áreas estudadas (continua).**

Ano	Area_tran	NI_EA	NESP_EA	H_EA	HT_EA	NI_ER	NESP_ER	H_ER	HT_ER	Gram	N_gram	Biom_M	Solo_exp	Ni	NI	NR	Matriz
2021	A1T1	1450	17	2,63	12,31	8050	23	2,3	1,07	4,56	5,94	85,81	3,69	459,9	475,3	1,0	Conservada
2021	A1T2	1450	14	2,48	9,04	6750	18	2,14	1,38	2,63	8,75	87,63	1	397,5	475,3	1,0	Conservada
2021	A1T3	2000	26	2,98	11,69	8050	26	2,41	1,38	2,19	11,06	84,75	2	486,7	475,3	1,0	Conservada
2021	A2T1	2000	18	2,53	8,16	14150	38	2,86	0,95	0,5	8,81	87,31	3,38	777,2	475,3	1,0	Antropizada
2021	A2T2	750	8	1,96	7	6550	23	2,44	1,37	5,38	19	73,38	2,25	354,5	475,3	1,0	Antropizada
2021	A2T3	700	8	1,77	7,68	7050	25	2,12	1,17	0,94	5,75	92,88	0,44	376,0	475,3	1,0	Antropizada
2021	A3T1	346	19	2,36	2,1	14	2	0,69	0,7	24,69	2,56	72,06	0,69	23,2	23,2	0,0	Conservada
2021	A3T2	458	22	2,69	2,34	25	2	0,64	1,4	31,94	4	63	1,06	29,2	29,2	0,1	Conservada
2021	A3T3	559	19	2,48	1,9	91	3	0,94	0,23	28,75	5,44	64,94	0,88	37,0	37,0	0,1	Conservada
2021	A3T4	706	23	2,75	1,68	10	1	0	0,15	28,06	0,38	69,13	2,44	40,2	40,2	0,1	Conservada
2021	A3T5	1671	28	3,02	1,87	325	5	1,25	0,31	28,06	0,44	64,31	7,19	101,7	101,7	0,2	Conservada
2021	A4T1	683	10	1,08	3,91	146	1	0	1,53	61,94	31,88	4,63	1,56	45,1	45,1	0,1	Antropizada
2021	A4T2	755	9	0,81	1,5	236	2	0,5	1,62	22,13	65,94	11,56	0,38	52,7	52,7	0,1	Antropizada
2021	A4T3	735	10	0,8	3,52	196	2	0,69	0,78	13,25	48,5	37,56	0,69	50,0	50,0	0,1	Antropizada
2021	A4T4	734	10	2,25	1,92	169	2	0,64	3,3	5	90,94	4,06	0	48,8	48,8	0,1	Antropizada
2021	A4T5	960	11	2,34	1,79	226	2	0,56	1,35	16	67,06	16,75	0,19	62,2	62,2	0,1	Antropizada
2021	A4T6	595	10	2,27	1,59	54	1	0	2,9	43,38	41,44	15	0,19	36,5	36,5	0,1	Antropizada
2021	A4T7	533	8	2,04	1,39	237	2	0,56	2,58	10,44	68,06	21,31	0,19	42,2	42,2	0,1	Antropizada
2021	A4T8	767	12	2,4	2,13	160	2	0,5	2,8	66	18,13	15,88	0	49,9	49,9	0,1	Antropizada
2021	A5T1	1243	19	2,83	1,84	1459	2	0,16	3,51	2,06	2,06	95,69	0,19	134,9	134,9	0,3	Conservada
2021	A5T2	1163	13	2,05	2,75	1302	5	0,88	2,65	4,5	0,06	94,19	1,25	123,4	123,4	0,3	Conservada
2021	A5T3	1016	17	2,68	2,06	732	4	0,88	2,46	7	0,25	92	0,75	89,4	89,4	0,2	Conservada
2021	A6T1	148	8	1,98	1,02	111	1	0	2,62	51,88	14,38	17,81	15,94	17,8	17,8	0,0	Antropizada
2021	A6T2	498	22	2,94	0,63	75	2	0,64	0,87	48,31	12,25	22,38	17,06	33,4	33,4	0,1	Antropizada
2021	A6T3	796	24	3,04	0,76	88	1	0	1,05	56,94	27,25	14,5	1,31	48,3	48,3	0,1	Antropizada
2021	A6T4	594	24	3,05	0,97	167	1	0	0,44	57,25	23,56	10,19	9	42,4	42,4	0,1	Antropizada

**APÊDICE A - Valores médios das variáveis avaliadas nas áreas estudadas (continua).**

Ano	Area_tran	NI_EA	NESP_EA	H_EA	HT_EA	NI_ER	NESP_ER	H_ER	HT_ER	Gram	N_gram	Biom_M	Solo_exp	Ni	NI	NR	Matriz
2021	A6T5	940	27	3,2	0,8	0	0	0	0	67,69	3,06	22,25	7	51,0	51,0	0,1	Antropizada
2021	A7T1	374	10	2,27	0,55	306	3	0,85	1,23	33,13	5,25	33,69	27,94	38,0	38,0	0,1	Conservada
2021	A7T2	638	37	3,23	1,81	200	8	1,46	1,03	39,44	6,75	28,44	25,38	47,2	47,2	0,1	Conservada
2021	A7T3	414	28	2,34	0,8	122	6	1,3	0,38	39	9,56	28,81	22,63	32,1	32,1	0,1	Conservada
2021	A7T4	239	11	0,83	1,11	133	6	1,5	0,79	36,13	6,06	47,94	9,88	23,5	23,5	0,0	Conservada
2021	A7T5	570	21	2,87	1,45	403	8	1,68	1,17	35,38	3,5	41,13	20	52,8	52,8	0,1	Conservada
2021	A8T1	1176	19	2,83	0,58	257	1	0	0,13	26,88	5,81	62,69	4,63	74,2	74,2	0,2	Antropizada
2021	A8T2	1388	19	2,74	0,8	41	1	0	0,19	8,56	10,06	74,75	6,63	73,9	73,9	0,2	Antropizada
2021	A8T3	1435	20	2,89	0,6	90	1	0	0,42	36,94	1,75	42,56	18,75	78,6	78,6	0,2	Antropizada
2021	A8T4	1429	15	2,5	0,65	46	1	0	0,12	13,19	16,25	55,56	15	75,9	75,9	0,2	Antropizada
2021	A8T5	1521	20	2,9	0,62	184	3	1,04	0,24	37,31	6,5	51,06	5,13	87,3	87,3	0,2	Antropizada
2022	A1T1	1900	26	3,1	11,31	13625	26	2,28	1,44	0	13,25	86,75	0	747,4	569,1	1,0	Conservada
2022	A1T2	450	9	2,04	12	6250	18	2,04	1,11	0	7,25	92,75	0	325,9	569,1	1,0	Conservada
2022	A1T3	1650	22	2,94	12,8	11500	24	2,41	1,32	3,13	5,94	89,38	1,56	634,1	569,1	1,0	Conservada
2022	A3T1	159	11	2,2	2,11	1625	4	1,16	1,4	73,44	2,88	16,38	8,1	90,8	90,8	0,2	Conservada
2022	A3T2	291	13	2,14	2,67	1375	4	1,26	1,74	64,94	10,38	6,88	17,13	85,3	85,3	0,1	Conservada
2022	A3T3	457	14	2,15	2,57	1500	7	1,7	1,39	76,75	5,63	13,94	3,69	99,3	99,3	0,2	Conservada
2022	A3T4	464	15	2,28	1,6	1125	4	1	0,85	69,69	1,38	11,06	17,88	81,6	81,6	0,1	Conservada
2022	A3T5	1462	22	2,71	2,63	3375	6	1,33	1	40,81	23,25	8,13	27,5	236,8	236,8	0,4	Conservada
2022	A4T1	1317	16	2,61	3,46	250	2	0,69	2,7	14,38	1,94	49,63	34,06	80,7	80,7	0,1	Antropizada
2022	A4T2	708	10	2,08	2,91	250	2	0,69	2,65	29,63	2,88	36,88	30,63	51,3	51,3	0,1	Antropizada
2022	A4T3	931	10	2,14	3,47	125	1	0	1,7	8,31	21,44	58,69	11,56	55,9	55,9	0,1	Antropizada
2022	A4T4	960	15	2,67	1,88	375	3	1,1	2,53	59,44	3,38	26,56	10,63	69,6	69,6	0,1	Antropizada
2022	A4T5	1243	13	2,33	2,25	125	1	0	0,7	69,45	0,35	26,1	4,1	70,8	70,8	0,1	Antropizada
2022	A4T6	1135	12	2,31	0,86	625	4	1,33	1,45	75,83	0	22,92	1,25	89,6	89,6	0,2	Antropizada
2022	A4T7	1657	12	2,34	1,43	375	2	0,64	1,82	50,19	1,69	43,94	4,19	102,5	102,5	0,2	Antropizada

**APÊDICE A - Valores médios das variáveis avaliadas nas áreas estudadas (continua).**

Ano	Area_tran	NI_EA	NESP_EA	H_EA	HT_EA	NI_ER	NESP_ER	H_ER	HT_ER	Gram	N_gram	Biom_M	Solo_exp	Ni	NI	NR	Matriz
2022	A4T8	1565	15	2,38	1,98	625	3	1,05	2,13	29,06	0,63	62,63	7,69	110,3	110,3	0,2	Antropizada
2022	A5T1	2000	17	2,31	2,83	1875	3	0,63	2,04	36,44	25,94	20,88	16,75	190,6	190,6	0,3	Conservada
2022	A5T2	1349	16	2,49	2,28	2250	6	1,27	2,44	39,81	25,5	19,81	14,88	177,6	177,6	0,3	Conservada
2022	A5T3	1260	18	2,67	2,24	1500	8	1,81	1,92	41,75	22,94	26,88	8,44	137,8	137,8	0,2	Conservada
2022	A6T1	284	9	1,57	3,75	500	2	0,69	1,61	50,94	3,63	27,81	17,63	43,0	43,0	0,1	Antropizada
2022	A6T2	336	16	2,64	1	250	1	0,35	1,55	62,5	4,44	23,94	9,13	33,8	33,8	0,1	Antropizada
2022	A6T3	420	14	2,55	2	1000	3	0,9	0,59	72,56	0,56	20,06	6,81	73,5	73,5	0,1	Antropizada
2022	A6T4	685	21	2,8	2	1875	2	0,24	1,65	46,25	6,31	45,25	2,19	128,1	128,1	0,2	Antropizada
2022	A6T5	550	15	2,59	1,5	0	0	0	0	54,75	0	33,19	12,06	31,9	31,9	0,1	Antropizada
2022	A7T1	748	13	2,4	28,02	1250	4	1,09	1,19	39,38	5,63	7,31	47,06	102,3	102,3	0,2	Conservada
2022	A7T2	335	15	1,54	4,44	1125	4	1,27	1,42	52,5	4,69	24,38	18,44	75,6	75,6	0,1	Conservada
2022	A7T3	438	21	2,82	1,7	3375	6	1,41	1,74	59,31	12,06	21,13	7,5	188,0	188,0	0,3	Conservada
2022	A7T4	252	10	2,16	1,5	1750	5	1,51	1,3	44,81	10,63	15,31	29,25	101,1	101,1	0,2	Conservada
2022	A7T5	537	17	2,56	3,01	625	5	1,61	2,64	41,88	12,69	14,06	31,38	61,6	61,6	0,1	Conservada
2022	A8T1	846	15	2,55	1,09	0	0	0	0	49,69	16,5	31,94	1,88	45,9	45,9	0,1	Antropizada
2022	A8T2	1143	13	2,23	0,94	1000	2	0,38	0,22	51,19	6	30,75	8,31	107,5	107,5	0,2	Antropizada
2022	A8T3	1121	18	2,79	0,91	0	0	0	0	37,94	17,56	29,75	14,75	59,2	59,2	0,1	Antropizada
2022	A8T4	1290	17	2,72	1,18	500	3	0,87	0,46	42,56	4,38	43,13	9,94	91,2	91,2	0,2	Antropizada
2022	A8T5	1613	17	2,55	0,84	1250	3	0,64	0,25	51,88	2,94	34	11,19	142,2	142,2	0,2	Antropizada
2023	A1T1	2000	21	2,82	9,86	24125	34	2,64	1,19	0	19,38	80,63	0	1252,2	1157,2	1,0	Conservada
2023	A1T2	1200	12	2,24	10,37	19750	40	2,36	1,24	0	25,75	72,69	1,56	1005,6	1157,2	1,0	Conservada
2023	A1T3	1800	21	2,87	10,25	23500	48	3,07	1,32	0	26,38	74,25	0	1213,7	1157,2	1,0	Conservada
2023	A3T1	137	12	3,98	2,95	875	5	1,55	1,86	42,06	2,06	55,88	0	54,3	54,3	0,0	Conservada
2023	A3T2	225	10	0,31	5,46	750	3	0,87	2,02	61,44	12,88	25,69	0	52,2	52,2	0,0	Conservada
2023	A3T3	335	12	1,94	5,1	250	2	0,69	0,73	57,81	0	42,5	0,31	33,7	33,7	0,0	Conservada
2023	A3T4	293	11	1,69	4,91	375	3	1,04	1,57	46,38	0	49,56	4,06	37,7	37,7	0,0	Conservada

**APÊDICE A - Valores médios das variáveis avaliadas nas áreas estudadas (continua).**

Ano	Area_tran	NI_EA	NESP_EA	H_EA	HT_EA	NI_ER	NESP_ER	H_ER	HT_ER	Gram	N_gram	Biom_M	Solo_exp	Ni	NI	NR	Matriz
2023	A3T5	603	6	1,3	5,68	1250	5	1,36	0,86	30	17	36,75	16,38	94,0	94,0	0,1	Conservada
2023	A4T1	829	11	2,26	4,49	2000	2	0,23	0,42	10,54	4,5	70,25	14,71	140,5	140,5	0,1	Antropizada
2023	A4T2	613	10	2,25	2,8	1625	3	0,34	0,28	44,75	2,25	50,63	2,38	112,2	112,2	0,1	Antropizada
2023	A4T3	882	10	2,17	4,37	1250	6	1,5	0,54	3,75	2,94	90,31	3,19	107,5	107,5	0,1	Antropizada
2023	A4T4	734	9	2,1	2,73	625	4	1,33	1,22	39,81	0,06	56,31	3,81	70,5	70,5	0,1	Antropizada
2023	A4T5	960	12	2,34	4,24	875	5	1,55	0,95	34,38	0,81	63,38	1,44	93,4	93,4	0,1	Antropizada
2023	A4T6	865	9	2,05	1,03	1125	5	1,52	1,32	32,13	0,38	67	0,5	100,5	100,5	0,1	Antropizada
2023	A4T7	1124	14	2,55	2,41	625	3	0,95	1,03	38,44	0,19	57,44	3,94	89,2	89,2	0,1	Antropizada
2023	A4T8	543	8	1,96	3,74	1500	9	2,09	1	18,58	0,42	80,58	0,42	103,3	103,3	0,1	Antropizada
2023	A5T1	703	7	1,63	4,48	1500	7	1,75	2,39	6,19	0,5	93,31	0	110,8	110,8	0,1	Conservada
2023	A5T2	512	7	1,67	4,1	2375	10	2,08	1,81	17,69	1,88	80,44	0	143,5	143,5	0,1	Conservada
2023	A5T3	366	8	2,04	4,16	500	4	1,39	1,88	23,54	5,5	70,06	1,25	47,0	47,0	0,0	Conservada
2023	A6T1	160	12	2,46	1,72	1375	6	1,42	0,85	65,56	2,13	26,88	5,44	79,0	79,0	0,1	Antropizada
2023	A6T2	286	5	0,92	4	5125	9	0,97	2,01	61,13	3,63	29	6,25	263,5	263,5	0,2	Antropizada
2023	A6T3	22	1	0	6	1000	6	1,73	0,96	69,75	6,44	22,81	1	54,2	54,2	0,0	Antropizada
2023	A6T4	0	0	0	0	1375	3	0,92	1,07	50,92	0,38	41,83	6,88	70,5	70,5	0,1	Antropizada
2023	A6T5	46	2	0,69	5,2	1500	11	2,37	1,61	39,5	0	53,13	9,83	79,6	79,6	0,1	Antropizada
2023	A7T1	442	9	2,1	2,11	1375	5	1,54	1,25	58,75	1,19	32,25	7,81	92,3	92,3	0,1	Conservada
2023	A7T2	208	6	0,9	5,82	3625	11	2,08	1,25	44,69	5,13	42,88	7,31	188,6	188,6	0,2	Conservada
2023	A7T3	49	4	1,24	3,3	3250	21	2,9	1,54	72,69	0,75	25	1,56	163,5	163,5	0,1	Conservada
2023	A7T4	66	2	0,5	5,22	2000	8	1,93	1,65	59,13	18,69	20,63	1,56	104,1	104,1	0,1	Conservada
2023	A7T5	252	5	1,23	4,78	1125	5	1,52	2,34	52,25	1,94	42,19	3,63	71,3	71,3	0,1	Conservada
2023	A8T1	625	13	2,51	1,54	0	0	0	0,2	44,06	0,31	52,81	2,81	35,3	35,3	0,0	Antropizada
2023	A8T2	694	12	2,28	1,95	125	1	0	1	40,75	1,25	51,75	6,25	44,6	44,6	0,0	Antropizada

**APÊDICE A - Valores médios das variáveis avaliadas nas áreas estudadas (conclusão).**

Ano	Area_tran	NI_EA	NESP_EA	H_EA	HT_EA	NI_ER	NESP_ER	H_ER	HT_ER	Gram	N_gram	Biom_M	Solo_exp	Ni	NI	NR	Matriz
2023	A8T3	807	12	2,4	1,41	125	1	0	1,2	53,19	0,63	46,19	0	50,0	50,0	0,0	Antropizada
2023	A8T4	276	4	1,33	2,12	1125	3	0,68	0,8	42,69	2,81	54,19	0,31	72,1	72,1	0,1	Antropizada
2023	A8T5	507	10	2,27	2	125	1	0,24	1,3	69,38	0,31	29,69	0	35,6	35,6	0,0	Antropizada

NI\_EA: número de indivíduos do estrato arbóreo; NESP\_EA: número de espécies do estrato arbóreo; H\_EA: Índice de Shannon do estrato arbóreo; HT\_EA: altura média do estrato arbóreo (metros); NI\_ER: número de indivíduos do estrato regenerante; NESP\_ER: número de espécies do estrato regenerante; H\_ER: Índice de Shannon do estrato regenerante; HT\_ER: altura média do estrato regenerante (m); Gram: cobertura do solo por gramíneas (%); N\_gram: cobertura do solo por não gramíneas (%); Biom\_M: cobertura do solo por biomassa morta (%); Solo\_exp: cobertura do solo por solo exposto (%); Ni: Nota intermediária por parcela (média dos 12 indicadores, em cada parcela); NI: Média intermediárias para cada área; e NR: Nota da restauração.