



MARIANA MIRANDA ANDRADE

**INDICADORES DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM
ÁREAS ATINGIDAS POR REJEITO DE MINÉRIO DE
FERRO NA BACIA DO RIO DOCE**

**LAVRAS - MG
2022**

MARIANA MIRANDA ANDRADE

**INDICADORES DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM 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 Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

**LAVRAS - MG
2022**

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

Andrade, Mariana Miranda.

Indicadores de restauração ecológica em áreas atingidas por
rejeito de minério de ferro na bacia do Rio Doce / Mariana Miranda
Andrade. - 2021.

61 p.

Orientador(a): Soraya Alvarenga Botelho.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Indicadores de ecológicos. 2. Restauração de ecossistemas.
3. Bacia do Rio Doce. I. Botelho, Soraya Alvarenga. II. Título.

MARIANA MIRANDA ANDRADE

**INDICADORES DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS ATINGIDAS
POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO NA BACIA DO RIO DOCE
ECOLOGICAL 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 Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 29 de novembro de 2021

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Dra. Michele Aparecida Pereira da Silva
Dra. Paula Alves Oliveira

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

**LAVRAS-MG
2022**

*Aos meus pais Lecilda e João José
por todo o apoio e carinho e ao meu
esposo Múcio pelo companheirismo.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especialmente o Departamento de Ciências Florestais, pela oportunidade.

Ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras, à Fundação RENOVA e FAPEMIG, financiadoras do projeto, por permitirem a realização desta pesquisa.

À Fundação RENOVA pelo suporte logístico na condução deste trabalho.

À Professora Soraya Alvarenga Botelho, pela orientação e conselhos.

À professora Marcela Terra, pela orientação, ajuda e especialmente pela paciência e compreensão.

Ao LASERF, pelo suporte e disposição do espaço, material e equipamentos para a elaboração deste trabalho.

Aos integrantes do LASERF, que, de certa forma, contribuíram com a realização deste trabalho.

Aos técnicos, José Pedro, Juliano e Mateus, pelo auxílio em diversos momentos, conversas, e pela paciência infinita.

Aos meus queridos amigos e colegas, Ana Clara, Carlos Vinícius, Laýsa, Artur, Celina, Fernanda, Rodolfo, Bruna e Clarissa, por todos os momentos de alegrias e disposição em ajudar. Muito obrigada.

Ao meu esposo, Múcio, por todo o amor, companheirismo, calma e suporte. Obrigada por ser meu porto seguro.

Aos meus amados pais, Lecilda e João José, pelo amor incondicional, aos meus irmãos João Vitor e Humberto e a toda minha família, pelo incentivo e apoio.

E, por fim, a Deus. A Ele, dedico todas as minhas conquistas.

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

“Ninguém é tão grande que não possa aprender, nem tão pequeno que não possa ensinar”
(Esopo)

RESUMO GERAL

Diversos são os impactos causados pelas operações de mineração. Oriundo dessa atividade, o rompimento da barragem de Fundão é considerado o maior desastre ambiental do Brasil e um dos maiores desastres ambientais do planeta. Desde seu rompimento, diversas foram as medidas adotadas para reparação dos danos nos ecossistemas, havendo uma grande preocupação sobre as áreas atingidas e o processo de restauração dessas. Assim, as práticas que visam avaliar e monitorar a restauração tornam-se essenciais, cujo intuito é verificar o progresso deste processo, reforçando a necessidade de estudos como este, que tem por objetivo avaliar a restauração de áreas atingidas pelo rompimento da barragem. Este trabalho está dividido em capítulos, contendo uma revisão geral do tema abordado (Capítulo 1), e a seleção de indicadores ecológicos e ajuste de uma equação para avaliar a restauração de áreas atingidas pelo rejeito na bacia do rio Doce (Capítulo 2). Foram avaliadas áreas em processo de restauração ao longo da bacia do Rio Doce, nos municípios de Barra Longa e Mariana, Minas Gerais, as quais foram atingidas pela onda de rejeito no rompimento da barragem de Fundão em 2015. Para coleta de dados, foram utilizados transectos com 10 metros de largura e comprimento variável a depender da área em restauração. Em cada transecto foram alocadas quatro parcelas de 2 x 10 metros para avaliação da regeneração natural e coleta de outros indicadores. O número de transectos foi estipulado de acordo com o tamanho da área e a extensão da área à margem do curso d'água. Para comparar as áreas de referência e as áreas em processo de restauração, selecionar indicadores que melhor explicam a trajetória da restauração e modelar uma equação para quantificar a restauração, foram utilizados dados dos seguintes indicadores ecológicos: densidade de indivíduos no estrato arbóreo e na regeneração natural, diversidade de ambos os estratos utilizando o índice de Shannon, altura média e área basal do estrato arbóreo, cobertura de dossel, quantidade de biomassa, atributos de cobertura do solo e atributos químicos do solo. Pela análise descritiva e comparação de média de todos os indicadores ecológicos avaliados, as áreas referência apresentaram superioridade quando comparadas as áreas em restauração. Utilizando um modelo linear generalizado misto ajustado por máxima verossimilhança, foi possível selecionar cinco indicadores ecológicos (diversidade pelo índice de Shannon do estrato arbóreo, altura média do estrato arbóreo, percentagem de cobertura de dossel e de cobertura do solo por serrapilheira, e pH do solo), que apresentaram significância (p-valor) inferior a 0.001, e geraram uma equação com pseudo-R² de aproximadamente 98%. A equação gerada se mostrou eficiente e adequada para avaliar o progresso do processo de restauração de áreas afetadas pelo rejeito de minério de ferro, a com grande capacidade de aplicação por ser parcimoniosa.

Palavras-chave: indicadores ecológicos, monitoramento, barragem de Fundão, modelagem da restauração.

GENERAL ABSTRACT

There are several impacts caused by mining operations. As a result of this activity, the rupture of the Fundão dam is considered the biggest environmental disaster in Brazil and one of the biggest environmental disasters on the planet. Since its rupture, several measures have been adopted to repair the damage to ecosystems, with great concern about the affected areas and the process of their restoration. Thus, practices aimed at evaluating and monitoring restoration become essential, whose aim is to verify the progress of this process, reinforcing the need for studies like this one, which aim to evaluate the restoration of areas affected by the dam failure. This work is divided into chapters, containing a general review of the topic addressed (Chapter 1), and the selection of ecological indicators and adjustment of an equation to evaluate the restoration of areas affected by tailings in the Rio Doce basin (Chapter 2). Areas undergoing restoration along the Rio Doce basin, in the municipalities of Barra Longa and Mariana, Minas Gerais, which were affected by the tailings wave in the Fundão dam failure in 2015, were evaluated. transects with 10 meters of width and variable length depending on the area under restoration. In each transect, four plots of 2 x 10 meters were allocated to evaluate natural regeneration and collect other indicators. The number of transects was stipulated according to the size of the area and the extension of the area along the watercourse. To compare reference areas and areas in the process of restoration, select indicators that best explain the trajectory of restoration and model an equation to quantify restoration, data from the following ecological indicators were used: density of individuals in the arboreal stratum and in natural regeneration, diversity of both strata using the Shannon index, mean height and basal area of the tree stratum, canopy cover, amount of biomass, soil cover attributes and soil chemical attributes. By the descriptive analysis and average comparison of all the evaluated ecological indicators, the reference areas showed superiority when compared to the restoration areas. Using a mixed generalized linear model adjusted for maximum likelihood, it was possible to select five ecological indicators (diversity by the Shannon index of the arboreal stratum, average height of the arboreal stratum, percentage of canopy cover and of soil cover by litter, and soil pH), which presented significance (p-value) of less than 0.001, and generated an equation with a pseudo- R^2 of approximately 98%. The generated equation proved to be efficient and adequate to evaluate the progress of the restoration process of areas affected by iron ore tailings, with great application capacity because it is parsimonious.

Keywords: ecological indicators, monitoring, Fundão dam, restoration modeling.

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO GERAL.....	11
1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1	Importância e devastação da Mata Atlântica	12
2.2	Mineração no Brasil e em Minas Gerais	13
2.3	Rompimento da barragem de Fundão	14
2.4	Tecnossolo.....	15
2.5	Avaliação e monitoramento das áreas em restauração.....	16
2.6	Indicadores ecológicos.....	17
2.7	Seleção de indicadores ecológicos.....	20
3	CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	21
	REFERÊNCIAS	21
	CAPÍTULO 2 - MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS	
	ATINGIDAS POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO NA BACIA DO RIO	
	DOCE	29
1	INTRODUÇÃO	31
2	MATERIAL E MÉTODOS	33
2.1	Áreas de estudo	33
2.2	Coleta de dados	36
2.3	Análise dos dados.....	40
2.3.2	Análise descritiva	40
2.3.2	Seleção de indicadores e modelagem da restauração	40
3	RESULTADOS.....	42
3.1	Análise descritiva	42
3.2	Seleção de indicadores e modelagem da restauração	43
4	DISCUSSÃO	45
4.1	Análise descritiva	45
4.2	Seleção de indicadores e modelagem da restauração	48
5	CONCLUSÕES	50
	REFERÊNCIAS	50
	APÊNDICE A.....	56
	APÊNDICE B.....	59

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

O ativo processo de fragmentação e destruição de ecossistemas é um dos maiores problemas enfrentados em países tropicais como o Brasil. Tais processos, ocasionam a perda em território dos ecossistemas, comprometendo principalmente a funcionalidade e sustentabilidade destes, pois gera a degradação dos habitats e conseqüentemente a extinção de muitas espécies (OLIVEIRA; ENGEL, 2017).

De modo geral, a degradação ocorre quando a dinâmica, funcionamento e/ou a sustentabilidade, são impedidas de ocorrer devido a impactos ou distúrbios ocasionados, causando a perda da capacidade do ambiente de retornar ao estado de equilíbrio anterior (SANCHEZ, 2013). Por isso, com a intenção de retomar os processos ecológicos em áreas degradadas, é necessário utilizar técnicas que induzam a reestruturação da dinâmica ecológica dos ecossistemas, como a restauração florestal (SUHARTOYO et al., 2011).

A restauração pode ser entendida como um processo que busca a retomada dos processos naturais e reestruturação de um ecossistema que foi degradado ou alterado, buscando tornar aquele ecossistema autossustentável e resiliente às perturbações (IUCN & WRI, 2014; McDONALD, 2016; NERY et al., 2013). Processos de restauração ecológica, de acordo com a Society for Ecological Restoration (SER), acontecem reestabelecendo a cobertura vegetal, com o intuito de formar comunidades ricas em espécies nativas, que possam a longo prazo beneficiar a dinâmica florestal, reestabelecer habitats, nichos ecológicos, e principalmente relações bióticas e abióticas intensas e complexas (GUNDERSON, 2000; BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; SER, 2016). Ela não é considerada um assunto novo no Brasil, uma vez que vem sendo aplicada há décadas, principalmente no sudeste do país (NUNES et al., 2017). Contudo, ainda há grandes desafios para a restauração de ecossistemas altamente degradados, como em áreas impactadas pela mineração.

A degradação de ecossistemas causados pela atividade oriunda da mineração é considerada como desafio para a restauração, pois gera sítios frágeis do ponto de vista ecológico ocasionados pela fragmentação florestal, alterações físicas, químicas e biológicas do meio edáfico, degradação da vegetação, entre outros, colocando em risco a conservação da biodiversidade local e regional, afetando diretamente o ecossistema (GUIMARÃES et al., 2013; JESUS et al., 2016; NEVES et al., 2016).

Dentre os grandes desafios da restauração de áreas degradadas pelas atividades de mineração, tem-se a recuperação das áreas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão,

em Mariana, que ocasionou o derramamento de 39,2 milhões de m³ de rejeito de minério de ferro ao longo da bacia do Rio Doce (BELCHIOR & PRIMO, 2016; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019), gerando impactos na qualidade e disponibilidade da água, vegetação ripária, fertilidade e microbiota do solo, sendo hoje considerado o maior desastre ambiental do país (SILVA; ALVES; FERREIRA, 2015; ANDRADE et al., 2018).

Com a degradação e devastação ambiental ocasionada pela onda de rejeito que avançou com tamanha força, grande parte da vegetação natural foi e continua sendo impactada, pois a vegetação ao longo do rio foi destruída e o acúmulo de rejeito afetou a resiliência das áreas (PINTO-COELHO; 2015).

Por isso, logo após o rompimento, medidas emergenciais foram tomadas para recobrir rapidamente o solo e impedir que partículas voltassem ao curso d'água (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). Sabe-se que devido à complexidade da degradação serão necessárias várias intervenções e a utilização de técnicas adequadas e diversas para restauração destes ambientes.

Nestas circunstâncias, a avaliação e monitoramento do processo de restauração se torna parte necessária, com o objetivo de confirmar e aferir o sucesso das ações implementadas na área (ENGEL & PARROTTA, 2003), principalmente devido as incertezas do comportamento do rejeito durante o processo de restauração.

O uso de avaliações e monitoramento das áreas é justificado pela extrema importância de se avaliar a trajetória, ou seja, como anda o processo de restauração 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 (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Diante deste cenário, é necessário monitorar a restauração nos ecossistemas atingidos, avaliando a trajetória do processo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Importância e devastação da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é considerada um dos biomas mais complexos do mundo, abrigando mais de 20 mil espécies vegetais, dentre elas, oito mil consideradas endêmicas, e cerca de duas mil espécies animais (INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS, 2021). Estima-se que abriga de 1 a 8% das espécies existentes, e por isso é considerada um dos lugares com maior biodiversidade do planeta (OMACHI et al., 2018).

Encontrado em 17 estados do país, e apesar de em sua maioria estar inserido em regiões litorâneas, o bioma não se restringe a essa área, e também é encontrado no interior do Brasil (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010; MIRA-SERRA, 2012; OLIVEIRA, 2018; FUNDAÇÃO

SOS MATA ATLÂNTICA; INTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2019). No país, tem grande importância além de sua extensa biodiversidade, pois abriga a maior parte da população brasileira, em torno de 72%, e concentra 70% do PIB nacional (IBF, 2021).

Este era considerado o segundo maior bioma da América do Sul, ocupando uma área originalmente de 1.360.000 Km² aproximadamente, que correspondia a 15% do território brasileiro (IBGE, 2004; MARTINELLI; LINS; SANTOS, 2017). Atualmente, estima-se que restam cerca de 8,5% de vegetação remanescente que apresenta área superior a 100 hectares e 13,1% de vegetação com fragmentos superiores a 3 hectares (SOS MATA ATLÂNTICA; INTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2019). De modo geral, com a colonização, o crescimento populacional e a expansão das fronteiras agrícolas, estima-se que restam apenas 12,5% da área original (IBF, 2021).

A trajetória de destruição da Mata Atlântica destaca-se como uma das mais devastadoras desde o descobrimento do Brasil, mas foi no século XX que ganhou impulso pela exploração madeireira (MMA, 2010; LASCHEFSKI; DUTRA; DOULA, 2012; BARBOSA; MANSANO, 2018). Ao longo dos anos, vários ciclos de exploração, como da cana de açúcar, da exploração do ouro e do café, devastaram extensas áreas de Mata Atlântica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; SILVA; ALVES; FERREIRA, 2018). O histórico de exploração do bioma, atrelado ao desenvolvimento econômico do país e ao crescimento populacional, são fatores que ainda contribuem para a degradação da vegetação remanescente.

Além da perda da biodiversidade, a degradação impossibilita que o meio ambiente realize diversas funções ecossistêmicas que são necessárias para manter sua qualidade e que afetam a regulação da temperatura e disponibilidade dos recursos hídricos, por exemplo. Também há o comprometimento da paisagem com a perda da beleza cênica (DANTAS et al., 2017; GAUDERETO; AGUIAR; GALLARDO, 2017).

A mineração é uma das atividades que mais influência na perda da biodiversidade da Mata Atlântica, pois compromete os meios como água, solo, ar e a população local. Seus efeitos estão ligados a toda a cadeia produtiva do minério e em todas as fases, desde a abertura da cava, até ao transporte e beneficiamento (BACCI; LANDIM; ESTON, 2006).

2.2 Mineração no Brasil e em Minas Gerais

A exploração de substâncias metálicas pontua a trajetória de crescimento do país desde a época do Brasil colônia, e conforme a colonização do interior do país e o conhecimento de novas tecnologias geológicas foi possível a descoberta de novos depósitos minerais metálicos essenciais para fomentar o processo de industrialização brasileiro e impactar positivamente a

economia nacional (MME, 2019). Por isso, a atividade de exploração mineral no Brasil apresenta importância histórica para a economia nacional.

Atualmente, 37 substâncias metálicas estão cadastradas para pesquisa e exploração junto a Agência Nacional de Mineração, sendo 11 destas responsáveis por 99,6% do valor da produção comercializada oriundas da receita gerada pela exploração destas substâncias (MME, 2020).

O minério de ferro apresenta importância significativa neste cenário, pois segundo dados referentes a exploração de minério no ano de 2019, quase 73% de todo valor arrecadado oriundo da produção mineral comercializada, é proveniente da exploração deste mineral (MME, 2020).

Grande importância se dá então, ao estado de Minas Gerais, que de acordo com as estatísticas do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM, 2018), foi considerado como o maior estado produtor de minério do Brasil, com 47,19% da produção nacional. Vale ressaltar que em 2017, aproximadamente 70% da produção bruta de minério de ferro foi extraída de Minas Gerais (MME, 2018).

A região denominada como Quadrilátero Ferrífero, que condiz a uma área de 7 mil km² aproximadamente, e está localizada entre Ouro Preto e Belo Horizonte, é responsável por grande parte deste resultado (ROESER; ROESER, 2010). Nesta área está presente as maiores reservas minerais do estado e conseqüentemente a maior parte das minas com produção bruta de minério superior a um milhão de toneladas/ano. Esses dados confirmam a importância da exploração mineral oriunda do estado de Minas Gerais para a economia do país, através de seu papel de protagonismo na produção mineral nacional (IBM, 2015).

2.3 Rompimento da barragem de Fundão

O grande desafio da mineração atualmente está atribuído a instabilidade que as barragens construídas para armazenamento de rejeito, proveniente da retirada do minério apresentam. Sabe-se que mais da metade dos casos das barragens que não se encontram em conformidade, ou seja, instáveis, estão presentes no estado de Minas Gerais (MME, 2019). Como resultado deste problema, em 5 de novembro 2015, aconteceu o maior desastre socioambiental mundial ligado a atividade de mineração, que foi o rompimento da barragem de Fundão, localizado no município de Mariana em Minas Gerais (HATJE et al., 2017).

A estrutura em questão possuía 56,4 milhões de m³ de rejeito acumulados oriundos do processo de exploração e beneficiamento de minério de ferro, e com o rompimento, 32,6 milhões de m³ foram liberados rapidamente.

Nas áreas logo abaixo a barragem, onde a onda de lama avançou com extrema

brutalidade sobre a planície, parte da vegetação e do substrato foram carreados agravando ainda mais os danos na cabeceira. De acordo com estimativas do IBAMA (2015) a lama atingiu cerca de 1500 hectares de área, 80% do rejeito permaneceu ao longo dos primeiros 120 Km, mas o restante prosseguiu junto aos cursos d'água por 670 km, até desaguar no mar (ANA, 2016; SAMARCO, 2017; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

Diversos foram os efeitos ocasionados pelo rompimento da barragem e consequente liberação do rejeito. Os impactos foram sentidos tanto na economia, quanto no meio ambiente, resultado da força da onda, acúmulo de sedimentos, pela estrutura, composição e toxicidade do rejeito, que vão desde impactos na qualidade da água, na vegetação ripária, destruição de áreas habitadas e agricultáveis, até óbitos (CARMO et al., 2017; SANCHEZ et al., 2018).

Quando se fala dos impactos diretos sobre a vegetação, segundo laudo fornecido pelo IBAMA (2015), a onda de resíduos impactou gravemente as matas ciliares, pois em grande parte das áreas atingidas, houve a remoção completa da cobertura vegetal e o soterramento do banco de sementes devido ao acúmulo de sedimentos, afetando negativamente a capacidade de resiliência e o processo de sucessão nas áreas atingidas.

Segundo pesquisadores, os impactos sobre essas áreas podem ser contornados. No entanto, faz-se necessário a utilização de técnicas que possam impulsionar a restauração, com a utilização de espécies que sejam capazes de sobreviver a toxidez do rejeito, proporcionando a estruturação e agregação do solo (SILVA; FERREIRA; SCOTTI, 2015).

Como parte das ações emergenciais tomadas, logo após o desastre foi realizada a estabilização das margens dos rios, fazendo o uso de técnicas para recobrimento do solo, com o intuito de minimizar processos erosivos. Para tal, utilizou-se mix de sementes de espécies de rápido crescimento e biomantas, reconstrução dos taludes e enrocamento nos locais mais sujeitos ao desbarrancamento (SEMAD, 2018; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). Segundo a Fundação RENOVA (2019), estas técnicas possibilitam também o acúmulo de matéria orgânica que o solo precisa para restabelecer a vegetação da mata ciliar. Nas áreas onde foram realizadas as ações emergenciais, o processo de restauração da vegetação iniciou-se por meio do plantio de mudas de espécies arbustivo-arbóreas. Por isso, os próximos passos são avaliar e monitorar o processo de restauração destas áreas e, caso se identifique necessidade, medidas corretivas poderão ser realizadas.

2.4 Tecnosolo

Com a deposição e acúmulo do rejeito liberado pelo rompimento da barragem de Fundão, formou-se então uma nova estrutura, denominada tecnossolo. Segundo Schaefer e

colaboradores (2016), tecnossolos são considerados de modo geral como solos artificiais que são formados por ações antrópicas. Considera-se ainda que para ser caracterizado como um tecnossolo, o solo artificial formado, deve apresentar teor superior a 20% de material tecnogênico na camada mais superficial, nos primeiros 100 cm (IUSS WORKING GROUP WRB, 2016).

Para Nogueira (2019), após dois anos do rompimento da barragem, o tecnossolo formado era considerado até então instável, com profundidade e atributos químicos variáveis. Conforme constatado por este mesmo autor, o tecnossolo apresentou altas concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn), pH elevado, baixa concentração de matéria orgânica (MO) e também de capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7. Estudos realizados por diversos autores indicam que solos como esse, podem levar muito tempo para atingirem a estabilidade, de décadas a séculos (SINGH; RAGHUBANSHI; SINGH, 2004; WANAT, 2014).

A revegetação nesses casos tem extrema importância para o manejo e recuperação dos solos, uma vez que evita e diminui os processos erosivos e de perdas de solo, e o aumento da temperatura no solo, aumentando a capacidade de retenção hídrica, de MO, confirmando a importância da restauração nas áreas atingidas para possível sustentabilidade dos ecossistemas (KAGEYMA et al. 2001; SOARES, 2007; MARTINS, 2014; RODRIGUES; NAVE, 2017).

2.5 Avaliação e monitoramento das áreas em restauração

Após o início da implantação de técnicas de restauração, a avaliação e o monitoramento da trajetória da restauração devem ser executados, pois são fundamentais para avaliar o sucesso da restauração. A avaliação condiz com a análise de indicadores, aspectos ambientais e dados que indiquem o estado ambiental da área, atestando ou não a restauração, o cumprimento dos objetivos e metas definidos. No entanto, por se tratar de uma análise que pode ser muito particular, é necessário definir parâmetros referência para comparação. Já o monitoramento, pode ser descrito como um processo frequente de coleta de dados que inferem e descrevem o estado atual de uma área em restauração, fornecendo resultados que permitem acompanhar as metas e objetivos definidos em certo espaço de tempo (BRANCALION et al., 2012, BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Juntas, essas etapas devem promover a melhoria das técnicas adotadas, por meio de um processo de retroalimentação (melhoria das técnicas ou adequação), e também indicar a escolha de novas técnicas e diretrizes que possam ser superiores para futuros projetos (MANDETTA, 2006). Por isso, os parâmetros monitorados nos permitem avaliar se as técnicas adotadas devem ser reutilizadas ou até mesmo repensadas, caso o objetivo estabelecido não seja alcançado.

Comumente, estes passos devem ser iniciados logo após a implantação do projeto para assim fornecer informações iniciais que alimentem o diagnóstico da área (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; WORTLEY et al., 2013). Este acompanhamento deve ser realizado periodicamente, utilizando parâmetros com indicadores mensuráveis, previamente estabelecidos, capazes de revelar se os objetivos da restauração foram alcançados num determinado tempo e se as dinâmicas populacionais e de interações, que irão garantir a automanutenção do ecossistema, foram novamente estabelecidas (SANT'ANNA; TRES; REIS, 2011, UEHARA & GANDARA, 2011).

Para direcionar o processo de restauração, um objetivo específico deve ser definido para que na etapa de avaliação, com a coleta e análise de dados, seja possível analisar se os resultados encontrados são aceitáveis, e direcionam para o sucesso do projeto. O monitoramento então, pode ser realizado diversas vezes, utilizando por exemplo, indicadores ecológicos de restauração precisos e de fácil mensuração capazes de avaliar o sucesso do projeto quanto aos objetivos e as metas estipuladas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Mesmo com tamanha importância, ainda existem diversas lacunas abertas sobre este tipo de acompanhamento, sobre a interpretação dos resultados para avaliar o decorrer da trajetória no processo de restauração, e em relação aos melhores indicadores ecológicos que podem ser utilizados e tal assunto ainda precisa ser estudado por pesquisadores (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016).

2.6 Indicadores ecológicos

Indicadores ecológicos são definidos como elementos que podem ser coletados com rapidez, facilidade e precisão, refletindo o atual estado de uma área em trajetória de restauração, onde os valores obtidos devem ser comparados com aqueles estabelecidos no planejamento do projeto, ou comparados com os valores obtidos de avaliações de áreas de referência, que passam a ser o objetivo da restauração da área em questão (INSTITUTO FLORESTAL/SP, 2011; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Ou seja, os indicadores podem ser considerados como um conjunto de informações utilizadas para avaliar o sucesso ou falha do processo de restauração de uma área (JONES et al., 2010). Eles também são definidos, como parâmetros utilizados nas etapas de avaliação e monitoramento que servem para atestar se as intervenções realizadas nas áreas em restauração, estão sendo positivas e efetivas para atingir o objetivo determinado no projeto (DALE; BEYELER, 2001).

De acordo com Dale e Bayeler (2001), indicadores ecológicos auxiliam na avaliação da condição das áreas em restauração, monitorando tendências de mudanças com o decorrer do

tempo e podem ser usados para diagnosticar a causa de um problema ambiental pois fornece resultados de possíveis mudanças precocemente. Tal entendimento, confirma o disposto por Brancalion, Galdolfi e Rodrigues (2015) de que indicadores ecológicos são fundamentais para acompanhar o processo de restauração de áreas degradadas.

De modo geral, eles podem ser classificados quanto a sua forma de coleta ou medição (quantitativos ou qualitativos), quanto ao atributo do ecossistema avaliado (estrutura, composição, funcionamento, serviços ecossistêmicos) e quanto a época de avaliação (fase de implantação, pós implantação e de vegetação formada) (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; VIANI et al., 2017).

Devido ao grande número de indicadores ecológicos exigentes, para avaliar a trajetória de restauração é possível utilizar diferentes métodos de medição e coleta para cada um. A decisão de cada indicador a ser utilizado, modo de coleta e de medição, será tomada pelo restaurador, enfatizando que cada indicador apresentará diferentes particularidades, desde sua metodologia, quanto a sensibilidade, rendimento operacional e de custos, entre outros fatores (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Os indicadores qualitativos são obtidos de forma não calculável, ou seja, não gera um valor direto, normalmente são indicadores baseados na percepção e julgamento de um avaliador. Estes indicadores, normalmente geram valores abstratos e subjetivos, que podem variar de avaliador para avaliador, uma vez que não existem parâmetros descritivos claros. Contudo apresenta como grande vantagem à facilidade de monitoramento e o menor custo operacional pelo alto rendimento (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Já os indicadores quantitativos são aqueles diretamente mensuráveis, onde não necessita da percepção e treinamento do avaliador, como por exemplo, medição de altura. Outra vantagem associada a estes tipos de indicadores é a possibilidade de diferentes análises dos dados coletados. Contudo, para a avaliação do processo de restauração de uma área a partir da coleta de indicadores quantitativos, é necessário definir bons indicadores, pois estes podem fornecer uma avaliação segura da área (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Existem diversos componentes dentro de um ecossistema ambiental que podem ser avaliados para estimar a trajetória de uma área em busca da restauração. Por isso, grande parte dos estudos realizados, baseiam-se na avaliação da restauração florestal, utilizando indicadores que mensuram os processos ligados a composição, estrutura e dinâmica da comunidade vegetal. A avaliação da comunidade apresenta potencial para ser dividida em relação aos atributos avaliados, como estrutura, composição, funcionamento e serviços ecossistêmicos, no entanto é necessário saber que estes apresentam elevada interação e interdependência

(BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

De modo simplificado, a estrutura se refere à maneira em que a comunidade vegetal está distribuída, de modo horizontal e vertical. Indicadores como número de estratos verticais, densidade de indivíduos na área e presença de indivíduos emergentes são alguns dos indicadores que podem ser utilizados para avaliar este atributo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

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. Há um grande número de indicadores utilizados para avaliar esse atributo, como por exemplo, a riqueza de espécies, tanto plantadas ou regenerantes, quanto espécies exóticas, ao grupo sucessional e de plantio que essas espécies pertencem, entre outros indicadores (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A busca por reestabelecer os processos ecológicos e a capacidade de autossustentabilidade de uma área em restauração, como condição de autopropetuação da comunidade é avaliada por indicadores que mensuram o atributo funcionamento. Indicadores como mensuração da mortalidade de indivíduos da área, recrutamento de indivíduos, e acúmulo de biomassa são alguns dos atributos que podem ser utilizados (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Os benefícios gerados por um ecossistema são reestabelecidos de acordo com a recuperação dos processos ecológicos da área. Para isso, indicadores que avaliam os serviços ecossistêmicos de uma área podem ser divididos em produção, que avaliam os produtos e bens produzidos pelo ecossistema; regulação, que buscam mensurar os benefícios oriundos da regulação do meio, como purificação da água, e taxa de erosão; culturais, que visam mensurar os benefícios gerados à sociedade pela interação com ecossistemas naturais; e de suporte, que avalia os serviços que são necessários para a produção dos demais, como formação de solo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A escolha de cada indicador para avaliar e monitorar uma área em restauração varia de acordo com o estágio do processo da área, uma vez que alguns processos e atributos ecológicos, só ganham significativa expressão depois de um determinado tempo. Sendo assim, cada estágio da trajetória de restauração deve selecionar diferentes indicadores, ou que cada um apresente diferentes pesos em cada momento, e por isso é essencial incluir o fator tempo na definição da expectativa relacionada aos resultados esperados para cada indicador ecológico (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Para dividir os indicadores de acordo com o período de avaliação, são definidos três

momentos, o primeiro denominado de fase de implantação, que compreende o período de até um ano após o início do projeto de restauração. Essa fase tem mais importância para acompanhar a implantação das ações realizadas, do que da monitoração da restauração propriamente dita. Por isso, indica-se que sejam realizadas seis avaliações, mensalmente até o terceiro mês e a cada três meses após este período. Indicadores como percentagem de cobertura do solo, altura e cobertura dos indivíduos regenerantes, sobrevivência ou taxa dos indivíduos plantados são alguns dos indicadores avaliados nesse primeiro momento (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A segunda etapa, chamada de fase pós-implantação, compreende o período de um a três anos após o início do processo de restauração, e é indicado se realizar seis avaliações no total, semestralmente durante esse estágio (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009). Densidade e riqueza das espécies da área são alguns dos indicadores indicados para esta etapa.

E por último, a fase de vegetação restaurada, cujo monitoramento compreende o período de quatro anos após a implantação do projeto. Nesta fase avaliam-se indicadores que necessitam de processos ecológicos mais avançados, aspectos fisionômicos, obtidos pela estratificação, pela chegada de novas formas de vida, pela comunidade regenerante, estabelecimento de fauna, entre outros (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

2.7 Seleção de indicadores ecológicos

Existem inúmeros indicadores ecológicos e dificilmente apenas um indicador será suficiente para expressar o processo de restauração de uma área, por isso se faz necessário a escolha de um pequeno grupo de indicadores, que sejam capazes de demonstrar os resultados de tal processo. É importante destacar algumas características desejáveis ao selecionar os indicadores que serão utilizados na avaliação do processo de restauração, pois estes devem apresentar sensibilidade às mudanças e estresse do sistema, para oferecer respostas a distúrbios na área, devem ser previsíveis para indicar mudanças no ecossistema que podem ser evitadas, confiáveis fornecendo respostas que podem ser cientificamente comprovadas, integrativos, reunindo diferentes parâmetros para fornecer informações ampliadas do processo e preferencialmente de fácil mensuração (DALE; BEYELER, 2001; VALLAURI et al., 2005; DOREN et al., 2009; DURIGAN, 2011).

Contudo, um impasse encontrado quando se fala de monitoramento e avaliação utilizando indicadores em áreas em restauração, está interligado a falta de parâmetros para a escolha dos indicadores, devido à grande diversidade destes e a particularidade de cada área, e isso resulta na falta de consenso para a seleção de indicadores mais adequados para avaliar o

sucesso da trajetória de restauração de uma área (SIQUEIRA; MESQUITA, 2007). Por isso, diversos pesquisadores concordam que não há um modelo para avaliação e monitoramento que possa ser considerado universal e aplicável em diversos ecossistemas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Além disso, muito mais que a recuperação visual da paisagem, os indicadores devem ser capazes de analisar a reestruturação dos processos ecológicos que garantem a sustentabilidade do ecossistema ao longo do tempo (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009). Assim, os objetivos orientarão a escolha dos indicadores, refletindo se as condicionantes para restauração da área estão ou não sendo cumpridos (McDONALD, 2016; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A Mata Atlântica é um dos biomas com maior complexidade e importância do planeta, mas como discutido é um dos ecossistemas mais impactados. É possível afirmar que as intervenções nos ecossistemas causam efeitos negativos, que podem ser catastróficos e com resultados incertos no meio ambiente a longo prazo. O rompimento da barragem de Fundão é um exemplo claro do resultado dessas atividades.

A restauração ecológica é um processo lento e, pelas características das alterações provocadas pelo rompimento da barragem e deposição do rejeito, entende-se que o processo de restauração das matas ciliares será um processo demorado e com diversos fatores a serem analisados. Por isso, fica claro que será necessário o monitoramento e avaliação das áreas atingidas, para que essas possam receber operações de manejo, se necessário, para que possam alcançar a restauração e recuperem sua autossustentabilidade e função ecológica.

REFERÊNCIAS

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Encarte especial sobre a Bacia do Rio Doce: rompimento da barragem em Mariana – MG. Conjuntura dos Recursos Hídricos.** Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília, DF, 2016.

ANDRADE, G. F., PANIZ, F. P., MARTINS JR, A. C., ROCHA, B. A., DA SILVA LOBATO, A. K., RODRIGUES, J. L., BATISTA, B. L. 2018. **Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use?** Chemosphere, 193, 892-902.

BACCI, D. L. C; LANDIM, P. M. B.; ESTON, S. M. Aspectos e impactos ambientais de pedreira em área urbana. **Revista Escola de Minas**, v.59, p.47-54, 2006.

<http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672006000100007>.

BARBOSA, J. P. L.; MANSANO, S. R. V. O reflorestamento da Mata Atlântica Brasileira: um estudo sobre as relações de poder na área ambiental. **ORG & DEMO**, Marília, v. 19, n. 2, p. 109-126, jul./dez., 2018.

BELCHIOR, G.P.N. PRIMO, D.A.S. **A responsabilidade civil por dano ambiental e o caso Samarco: desafios à luz do paradigma da sociedade de risco e da complexidade ambiental**. RJurFA7, Fortaleza, v.13, n.1, p.10-30. 2016.

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

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C. A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; VIEIRA, I. C. G. (Orgs.). **Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Ed. UFPR, 2013. p. 565-587.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração**. In: MARTIN, S. V. (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, p.262-293, 2012.

CAMPANILI, M, SCHAFFER W.B. (org). BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretária de Biodiversidade e Florestas. Departamento de Conservação da Biodiversidade. Núcleo Mata Atlântica e Pampa. **Mata Atlântica: patrimônio Nacional dos Brasileiros**. Brasília, p.408, 2010.

CARMO, F. F. 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**, 2017.

DALE, Virginia H.; BEYELER, Suzanne C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 1, n. 1, p.3-10, ago. 2001.

DANTAS, M. S.; ALMEIDA, N. V.; MEDEIROS, I. S.; SILVA, M. D. Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. *Journal of Environmental Analysis and Progress*. v. 2, n. 1, p. 87-97, 31 jan. 2017.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DNPM. **Informe Mineral**. Brasília: DNPM, 2º/2018. Disponível em: <<http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/informe-mineral/publicacoes-nacionais/informe-mineral->

2018-2o-semester-1>. Acesso em: 16 de outubro de 2021.

DOREN, R.F., TREXLER, J.C., GOTTLIEB, A.D., HARWELL, M. C. Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. **Ecological Indicators**, V. 9, I 6, Suplemento, p. S2-S16, nov./ 2009.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo, n. 4, p. 11 – 39, 2011.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M. S.; MELO, A. C. G. de. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 44, n. 110, p.463-474, 1 jun. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v44n110.19>>. Acesso em: 16 de outubro de 2021.

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.

FUNDAÇÃO RENOVA. **No caminho da reparação**. 2019. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/wpcontent/uploads/2019/10/nocaminhodareparacao2019.pdf>>. Acesso em: 05 de outubro de 2021.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2017-2018**. 2019.

GAUDERETO, G. L.; AGUIAR, A. O.; GALLARDO, A. L. C. F. Plano Municipal da Mata Atlântica de São Paulo: Oficinas Participativas como Parte do Processo de Planejamento. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 18-30, 2017.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in bauxite mining. **Revista Cerne**, v. 19, n. 1, p. 9–17, 2013.

GUNDERSON, L.H. Ecological resilience – in theory and applications. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 31, p. 425-439, 2000.

HATJE, V. et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**, v. 7, art. 10706, set. 2017.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE. **Laudo Técnico Preliminar:**

Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. In: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Minas Gerais, 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias_ambientais/laudo_tecnico_preliminar.pdf>. Acesso em: 18 de outubro 2021.

IBF - INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS. **Bioma Mata Atlântica**. Disponível em: <http://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica>. Acesso em: 05 de outubro de 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil**: 1ª aproximação. Brasília: IBGE, 2004.

IBM - INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Panorama da Mineração em Minas Gerais** / Instituto Brasileiro de Mineração, Sindicato Nacional da Indústria da Extração do Ferro de Metais – Brasília: IBRAM, 2015. 280 f.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2020. **Perguntas frequentes**. 2020. Disponível em: <<http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal/informacoes/perguntas-frequentes#p6>>. Acesso em: 05 de outubro de 2021.

INSTITUTO FLORESTAL DE SÃO PAULO, SÉRIE REGISTROS. **Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica**. IF Sér. Reg. São Paulo, n. 44, p. 1-38. 2011.

IUCN & WRI. 2014. **Guia sobre a Metodologia de Avaliação de Oportunidades de Restauração (ROAM)**: Avaliação de oportunidades de restauração de paisagens florestais em nível regional ou nacional. Documento de trabalho (Edição-teste). Gland, Suíça: IUCN. 125 pp.

IUSS WORKING GROUP WRB. World reference base for soil resources 2006. **World Soil Resources Reports** n. 103. FAO, Rome. 2006.

JESUS, E. N.; DOS SANTOS, T. S.; RIBEIRO, G. T.; ORGE, M. D. R.; AMORIM, V. O.; BATISTA, R. C. R. C. Regeneração Natural de Espécies Vegetais em Jazidas Revegetadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 191-200, 2016.

JONES, J. P. G. et al. The Why, What, and How of Global Biodiversity Indicators Beyond the 2010 Target. **Conservation Biology**, v. 25, n. 3, p.450-457, 2010.

KAGEYMA, P.Y. et al. **Restauração de mata ciliar**: manual para recuperação de áreas ciliares e microbacias. Rio de Janeiro. Semads, 2001. 104p.

LASCHEFSKI, K.A.; DUTRA, C.; DOULA, S.M. A legislação ambiental como foco de conflitos: uma análise a partir das representações sociais da natureza dos pequenos agricultores em Minas Gerais, Brasil. **Soc. Nat.**, v. 24, p. 405-418, 2012.

MANDETTA, E. C. N. Alternativas de RAD e Importância da Avaliação e Monitoramento dos Projetos de Reflorestamento. In: BARBOSA, L. M. coord. **Manual para Recuperação de Áreas Degradadas do Estado de São Paulo: Matas Ciliares do Interior Paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. p. 105 – 117.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS, J. C. S. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 49, p. 443-451, 2017.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do novo Código Florestal**. 3. Ed, Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014, 220p.

McDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration** – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D. C. 47p. 2016. Disponível em: <<http://www.ser.org/?page=SERStandards>>. Acesso em: 05 outubro 2021.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros**. Brasília: MMA, 2010. 408 p.

MME - MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. (2018). **Anuário Mineral Brasileiro: Principais substâncias metálicas**. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/amb_2018_ano_base_2017> Acesso em: 16 de outubro de 2021.

MME - MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. (2019). **Anuário Mineral Brasileiro: Principais substâncias metálicas**. Disponível em: < https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/AMB2019_anobase2018_FINAL.pdf> Acesso em: 16 de outubro de 2021.

MME - MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. (2020). **Anuário Mineral Brasileiro: Principais substâncias metálicas**. Disponível em: < https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/amb_2020_ano_base_2019_revisada2_28_09.pdf > Acesso em: 16 de outubro de 2021.

MIRA-SERRA. **Manual de Capacitação para a Elaboração e Implementação dos Planos**

Municipais de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica. Porto Alegre: Mira-Serra, 2012. 86 p.

NERY, E. R. A. et al. O conceito de restauração na literatura científica e na legislação brasileira. **Revista Caititu**, Salvador, n. 1, p. 43-56, 2013.

NEVES, A. C. O.; NUNES, F. A.; CARVALHO, G.W.; FERNANDES, L. P. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 24-27. 2016.

NUNES, S.; GATTI, G.; DIEDERICHSEN, A.; SILVA, D.; PINTO, A. **Oportunidades para restauração florestal no Estado do Pará.** Belém, PA: Imazon; Curitiba: Conserve Brasil; Guaxupé: Terra Nativa Gestão & Negócios, 2017. ISBN: 978-85-86212-92-5.

OLIVEIRA, A. M. F. As “Pitorescas” Florestas da Mata Atlântica nas Paisagens dos Viajantes. **Revista Labirinto**, Porto Velho, v. 29, n. 1, p. 249-258, jul./dez. 2018.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L., 2017. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. **Scientia Plena**, v. 13, n. 12, 13 p. 2017.

OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world’s largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30-34, 2018.

PINTO-COELHO, R. M. **Existe governança das águas no Brasil?** Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). p. 16-43. In: Prous A. (ed). Arquivos do Museu de História Natural da UFMG 24 (1/2). 249 p. 2015.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-247.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. **Comparação de metodologias de restauração ecológicada vegetação native na mitigação dos impactos do despejo de rejeitos de mineração na região de Mariana, MG.** Relatório Final, Piracicaba, 2017.

ROESER, H. M. P.; ROESER, P. A. O quadrilátero ferrífero - MG, Brasil: aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. **Geonomos**, v.18, n.1, pp. 33-37. 2010.

SAMARCO. **Relatório de impacto ambiental** - RIMA - EIA - integrado do complexo germano. 2017. Acesso em: 25/07/2019. Disponível em: <https://www.samarco.com/wpcontent/uploads/2017/11/rima-samarco-2017.pdf>

SANCHEZ, L. E.; ALGER, K.; ALONSO, L.; BARBOSA, F. A. R.; BRITO, M. C. W.; LAUREANO, F. V.; MAY, P.; ROESER, H.; KAKABADSE, Y. (2018). **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.

SANCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental, conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de textos, 2ª Edição atualizada e ampliada. V. 2, P 65-71, 2013.

SANT'ANNA, C. S.; TRES, D. R.; REIS, A. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 63 pp. 2011.

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.

SILVA, A. L.; ALVES, D. S.; FERREIRA, M. P. Landsat-Based Land Use Change Assessment in the Brazilian Atlantic Forest: Forest Transition and Sugarcane Expansion. **Remote Sensing**, v. 10, p. 996, 2018.

SILVA, D. L.; FERREIRA, M. C.; SCOTTI, M. R. **O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES)**. Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico v. 24, n. 1/2, 2015.

SINGH, A.N.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J.S. Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. **Forest Ecology and Management**, v. 187, n. 1, p. 49–60, jan. 2004.

SIQUEIRA, L.P. de; MESQUITA, C.A.B. **Meu pé de Mata Atlântica: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no Corredor Central**. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 2007. 188p

SEMAD - SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Operação Watu - Fase VI, 2018. Disponível em: http://www.meioambiente.mg.gov.br/images/stories/2019/FISCALIZACAO/Operacao_Wat_FASE_VI_Final.pdf >

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **Padrões internacionais para a prática da restauração ecológica** – incluindo princípios e conceitos chaves, Washington, D. C. 2016, 48 p. Disponível em: <https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/SER_Standards_Portuguese.pdf>. Acesso em: 05 outubro de 2021.

SOARES, P. G. **Efeito da inoculação com rizóbio no estabelecimento, crescimento inicial e abundância natural de 15N em leguminosas (Fabaceae) arbóreas nativas plantadas por semeadura direta**. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2007, 69p.

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

SUHARTOYO, H. Returning biodiversity of rehabilitated forest on a coal mined site at Tanjung Enim, South Sumatra. **Proceedings of the Society for Indonesian Biodiversity – International Conference**, v.1, p. 126-130. 2011.

UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B. (Orgs). **Monitoramento de áreas em recuperação**. Cadernos da Mata Ciliar No 4. Secretaria do Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 2011. 63 pp.

VALLAURI, D., ARONSON, J., DUDLEY, N., VALLEJO, R. 2005. Monitoring and evaluating forest restoration success. In S. Mansourian, D. Vallauri, and N. Dudley (eds.), **Forest Restoration in Landscapes**. Beyond Planting Trees. Springer, New York, pp. 150-158.

VIANI, R. A. G., HOLL, K. D., PADOVEZI, A., STRASSBURG, B. B. N., FARAH, F. T., GARCIA, L. C., ... BRANCALION, P. H. S. (2017). Protocol for monitoring tropical forest restoration perspectives from the Atlantic forest restoration pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, 10, 1–8.

WANAT, N. et al. Arsenic (As), antimony (Sb), and lead (Pb) availability from Au-mine technosols: a case study of transfer to natural vegetation cover in temperate climates. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, n. 4, p. 783-795, ago. 2014.

WORTLEY, L., HERO, J.M., HOWES, M., 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**. 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>.

CAPÍTULO 2 - MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS ATINGIDAS POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO NA BACIA DO RIO DOCE

RESUMO

Em áreas em restauração, a avaliação e monitoramento são etapas tão importantes quanto as intervenções realizadas inicialmente, pois através delas é possível avaliar o progresso da trajetória da restauração, metas e objetivos estabelecidos. No entanto, ainda há grande dificuldade quando se fala em monitoramento de ecossistemas, pois estes apresentam interações complexas. O desafio atual, é avaliar a restauração das áreas atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, principalmente devido as incertezas relacionadas a capacidade de restauração dessas áreas após a deposição do rejeito. O presente estudo foi realizado com o objetivo de selecionar variáveis que possam ser adotadas como indicadores nos programas de monitoramento das áreas atingidas por rejeito de minério de ferro na bacia do Rio Doce e a elaboração de uma equação para avaliar a restauração das áreas. As áreas avaliadas são áreas atingidas por rejeito de minério de ferro ao longo da bacia do Rio Doce, que estão em processo de restauração, nos municípios de Barra Longa e Mariana. A avaliação foi realizada utilizando variáveis estruturais (estrato arbóreo, regeneração natural, dossel) e atributos de solo (químicos e cobertura) coletados nas áreas avaliadas. Para coleta de dados, foram utilizados transectos com 10 metros de largura e comprimento variável a depender da área em restauração, com quatro parcelas de 2 x 10 metros em cada, para avaliação da regeneração natural. O número de transectos foi estipulado de acordo com o tamanho da área e a extensão da área à margem do curso d'água. Pela análise descritiva é possível dizer que as áreas em processo de restauração, ainda são diferentes das áreas referência e avaliando todos os indicadores essas ainda são inferiores. Com base nos dados coletados nas áreas consideradas referências, que são fragmentos de vegetação nativa conservados, foi possível atribuir notas para todos os indicadores ecológicos avaliados, e proporcionalmente atribuir notas para estes, nas áreas em restauração. Utilizando análise multivariada do tipo modelo linear misto, e definindo como parâmetro de seleção que os indicadores selecionados seriam aqueles que apresentassem significância (p-valor) inferior a 0,001 foi possível selecionar cinco dos 15 indicadores, sendo estes: diversidade pelo índice de Shannon do estrato arbóreo, altura média do estrato arbóreo, percentagem de cobertura de dossel e de cobertura do solo por serrapilheira, e pH do solo. Com base na equação gerada utilizando esses cinco indicadores, onde o pseudo-R² é de 98% aproximadamente, é possível atribuir uma nota para avaliar as áreas, e de acordo com resultado obtido, é possível inferir que uma área está seguindo para o sucesso da restauração, ou até mesmo restaurada quando o valor resultante da equação for aproximadamente ou superior a 0,70.

Palavras-chave: restauração, seleção de indicadores, bacia do Rio Doce, análise multivariada, equação da restauração.

ABSTRACT

In areas undergoing restoration, evaluation and monitoring are steps as important as the interventions carried out initially, because through them it is possible to assess the progress of the restoration trajectory, goals and objectives established. However, there is still great difficulty when it comes to monitoring ecosystems, as they have complex interactions. The current challenge is to evaluate the restoration of areas affected by the Fundão dam failure, in Mariana, mainly due to the uncertainties related to the restoration capacity of these areas after the tailings deposition. The present study was carried out with the objective of selecting variables that can be adopted as indicators in the monitoring programs of the areas affected by iron ore tailings in the Rio Doce basin and the elaboration of an equation to evaluate the restoration of the areas. The evaluated areas are areas affected by iron ore tailings along the Rio Doce basin, which are in the process of restoration, in the municipalities of Barra Longa and Mariana. The evaluation was performed using structural variables (tree layer, natural regeneration, canopy) and soil attributes (chemicals and cover) collected in the evaluated areas. For data collection, transects with 10 meters of width and variable length were used depending on the area under restoration, with four plots of 2 x 10 meters in each, to evaluate the natural regeneration. The number of transects was stipulated according to the size of the area and the extension of the area along the watercourse. By the descriptive analysis it is possible to say that the areas in the restoration process are still different from the reference areas and evaluating all the indicators these are still inferior. Based on the data collected in the areas considered as references, which are preserved native vegetation fragments, it was possible to assign scores to all the ecological indicators evaluated, and proportionally assign scores to these, in the areas under restoration. Using multivariate analysis of the mixed linear model type, and defining as a selection parameter that the selected indicators would be those with significance (p-value) lower than 0.001, it was possible to select five of the 15 indicators, namely: diversity by the Shannon index of the stratum tree, average height of tree stratum, percentage of canopy cover and litter cover, and soil pH. Based on the equation generated using these five indicators, where the pseudo-R² is approximately 98%, it is possible to assign a grade to evaluate the areas, and according to the result obtained, it is possible to infer that an area is heading towards the success of the restoration, or even restored when the resulting value of the equation is approximately or greater than 0.70.

Keywords: restoration, selection of indicators, Rio Doce basin, multivariate analysis, restoration equation.

1 INTRODUÇÃO

A restauração florestal vem ganhando grande destaque na agenda ambiental internacional e no país, principalmente pela cobrança de regularização florestal e como medida mitigadora de atividades que geram impacto ambiental (ADAMS et al., 2021; BRANCALION et al., 2013). Como resultado, os métodos de restauração que antigamente eram baseados apenas em plantios, têm sido revisados para acelerar o processo de restauração de uma área, incluindo diversas e distintas técnicas (RODRIGUES et al., 2009). A avaliação e monitoramento contínuos das áreas em restauração, ganhou destaque então, por fornecer dados de erros e acertos, permitindo assim a readequação dos métodos utilizados (BARBOSA et al., 2003).

Nestas circunstâncias, a avaliação e monitoramento de um ecossistema se torna parte necessária no decurso do planejamento, manejo e tomada de decisões, com o objetivo de confirmar e aferir o sucesso das ações implementadas na área (ENGEL; PARROTTA, 2003). Por isso, a avaliação e monitoramento das áreas apresentam tamanha importância, uma vez que através destes é possível analisar a trajetória da restauração e avaliar como as áreas estão respondendo as intervenções que são realizadas.

Mesmo com grande importância, ainda há uma enorme lacuna quando se fala de avaliação e monitoramento de áreas em restauração no Brasil. O principal problema é que a restauração é vista muitas vezes, apenas como uma atividade que deve ser cumprida como parte das demandas para certificação e licenciamento que os órgãos públicos exigem. Então, além de não visar que os ecossistemas atinjam a sustentabilidade, muitas vezes a restauração é confundida apenas como um plantio básico de mudas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Em consequência, o uso da avaliação e monitoramento é de extrema importância para avaliar a trajetória, ou seja, como anda o processo de restauração das áreas, a fim de intervir caso este não esteja atingindo as metas definidas, ou a trajetória desejada, evitando assim a perda de tempo e recursos aplicados para a restauração em curto prazo. Ainda, é possível avaliar se o projeto técnico foi realizado como planejado, parte importante para atingir o objetivo da restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Diante deste cenário, no processo de planejamento de avaliação e monitoramento das áreas em restauração, faz-se necessário a definição de indicadores ecológicos, baseados nas metas e objetivos definidos os quais se pretende atingir ao final da trajetória da restauração (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). No entanto, a complexidade e particularidade dos ecossistemas e a ampla quantidade de indicadores

existentes, atrelados a falta de estudos sobre o assunto, dificultam o processo de avaliação e monitoramento.

De modo geral, busca-se então selecionar indicadores que possam ser facilmente mensurados, mas que sejam considerados cientificamente confiáveis e rigorosamente definidos (TONGWAY et al., 1998), para que baseado neles, obtenha-se uma análise que reflita a qualidade ou não da restauração e desempenhem a função de indicadores da trajetória da restauração atual.

O grande desafio, está relacionado a significativa diversidade de indicadores ecológicos disponíveis e utilizados para avaliar a restauração florestal. Segundo Brancalion, Gandoli e Rodrigues (2015), existem diversas formas de classificação de indicadores ecológicos. Eles podem ser classificados quanto à forma de medição ou coleta (qualitativos ou quantitativos), quanto ao atributo do ecossistema avaliado (estrutura, composição, funcionamento, serviços ecossistêmicos), e quanto à época em que o indicador é avaliado (fase de implantação, pós implantação, e vegetação formada). Piaia e colaboradores al., utilizaram ao todo 11 indicadores ecológicos relacionados a composição florística, estrutura e grupos funcionais para comparar restauração passiva, nucleação mista e matas ciliares. Já Ruiz-Jaen e Aide (2005) e Letcher e Chazdon (2009) utilizaram propriedades de solo, e até mesmo riqueza e abundância de grupos faunísticos. Sabe-se também que para avaliação precisa de um processo de restauração, é necessário que os indicadores considerem múltiplas variáveis (GATICA-SAAVEDRA; ECHEVERRÍA; NELSON, 2017).

Levando em consideração que em estudos com indicadores ecológicos de restauração, uma grande quantidade de variáveis é mensurada, onde as interações devem ser levadas em consideração e a análise não pode ser realizada de modo individual, a estatística multivariada ganha papel importante como ferramenta para interpretação e seleção de variáveis mais representativas do processo de restauração (REIS, 2008). Isso porque, de posse de um grande número de atributos, pode-se reduzi-los aos mais representativos do processo de restauração de ecossistemas.

Dentre os métodos disponíveis pela estatística multivariada, a técnica de regressão pela modelagem linear mista generalizada (GLMS) ganha destaque pois está relacionada à análise de dados em que não é possível assumir a pressuposição da estatística de normalidade, e possibilita realizar a modelagem de variáveis que possuem dados com distribuição assimétrica, dados de natureza discreta ou contínua e que são restritos a um intervalo do conjunto dos reais (CORDEIRO; DEMÉTRIO, 2013).

Esse tipo de análise é amplamente difundido em diversas áreas da ciência, desde

ciências sociais, a medicina, ecologia, engenharia e agricultura (CALVACANTE; VASCONCELOS, 2018; MELLO, 2020; SILVA; SILVA, 2016; RIZZARDI et al., 2017, PALA; FERREIRA; PETRINI, 2019).

O presente estudo tem por objetivo então, analisar a restauração de áreas atingidas por rejeito de minério de ferro, selecionar indicadores ecológicos e gerar uma equação ajustada por modelo de regressão linear generalizado misto, capaz de atribuir notas a áreas em restauração para acompanhar a trajetória da restauração ao longo do tempo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

As áreas avaliadas estão inseridas no bioma Mata Atlântica (IBGE, 2016) ao longo da bacia do Rio Doce, nos municípios de Mariana e Barra Longa, pertencentes a produtores rurais atingidos pelo rompimento da barragem do Fundão em 2015.

Os municípios de Mariana e Barra Longa estão inseridos na região sudeste do Brasil e na região central do estado de Minas Gerais (IBGE, 2017), na Zona Metalúrgica/Campo das Vertentes e Zona da Mata, respectivamente.

O clima predominante da região é Cwa – clima temperado chuvoso (mesotérmico), com inverno seco e verão chuvoso, segundo a classificação de Köppen, apresentando temperaturas médias no intervalo entre 19,5 °C e 21,8 °C (ALVARES et al., 2013; ANA, 2016). O regime da bacia apresenta dois períodos bem distintos, o período chuvoso que compreende os meses de outubro a março, em que a precipitação varia de 800 a 1300 mm, e o período seco, entre os meses de abril e setembro, com precipitação variando de 150 a 250 mm (ANA, 2016).

Segundo dados fornecidos pela Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE- Sisema) do estado de Minas Gerais, os solos das áreas avaliadas são classificados como PVAe22 e LVAd33. Os solos PVAe22, são Argissolos vermelho-amarelos eutróficos com manchas de Plintossolos argilúvicos distróficos com Neossolos litólicos distróficos. Já os solos LVAd33, são Latossolos vermelho-amarelos distróficos com argissolos vermelho-amarelos distróficos e Neossolos quartzarênicos órticos (SANTOS et al., 2011).

Todo o processo visando a restauração das áreas atingidas, inclusive das áreas estudadas, e a mitigação dos impactos ocasionado, vêm sendo realizado pela equipe da Fundação Renova, responsável por todas as técnicas e medidas adotadas nas áreas atingidas e na matriz de influência.

Ao todo, foram avaliadas oito áreas, seis em processo de restauração que foram

atingidas por rejeito de minério de ferro oriundo do rompimento da barragem de Fundão, e duas áreas referência, que podem ser classificadas como autossustentáveis (Tabela 01). Nas áreas em processo de restauração, foram aplicadas medidas emergenciais logo após o rompimento da barragem, ainda em 2015, para recobrimento do solo, com uso de mix de sementes de espécies gramíneas e leguminosas (Tabela 02), e o plantio de espécies arbustivo-arbóreas foi ocorrendo gradativamente nas áreas a partir do ano de 2018 e por isso elas apresentam diferentes idades de início do processo de restauração. Vale ressaltar também que, essas áreas estão distribuídas igualmente em uma matriz florestal conservada e em uma matriz antropizada, quatro áreas em cada matriz. A descrição detalhada das áreas avaliadas e do mix de sementes utilizado pode ser observado nas Tabelas 01 e 02, a localização e as fotos das áreas na Figura 01 e 02.

Tabela 01 – Descrição das oito áreas avaliadas, nos municípios de Mariana e Barra Longa, Minas Gerais.

Área	Matriz	Estágio de restauração (anos)	Ano do plantio	Localização da área em coordenadas geográficas
1	Conservada	Referência	Referência	20°14'51.0"S 43°20'58.7"W
2	Antropizada	Referência	Referência	20°15'30.6"S 42°59'22.1"W
3	Conservada	3	2018	20°15'07.9"S 43°22'31.4"W
4	Antropizada	3	2018	20°18'04.1"S 43°13'54.5"W
5	Conservada	2	2019	20°16'16.1"S 43°18'40.9"W
6	Antropizada	2	2019	20°14'24.9"S 43°25'12.8"W
7	Conservada	1	2020	20°14'31.5"S 43°24'15.0"W
8	Antropizada	1	2020	20°15'44.7"S 43°07'59.9"W

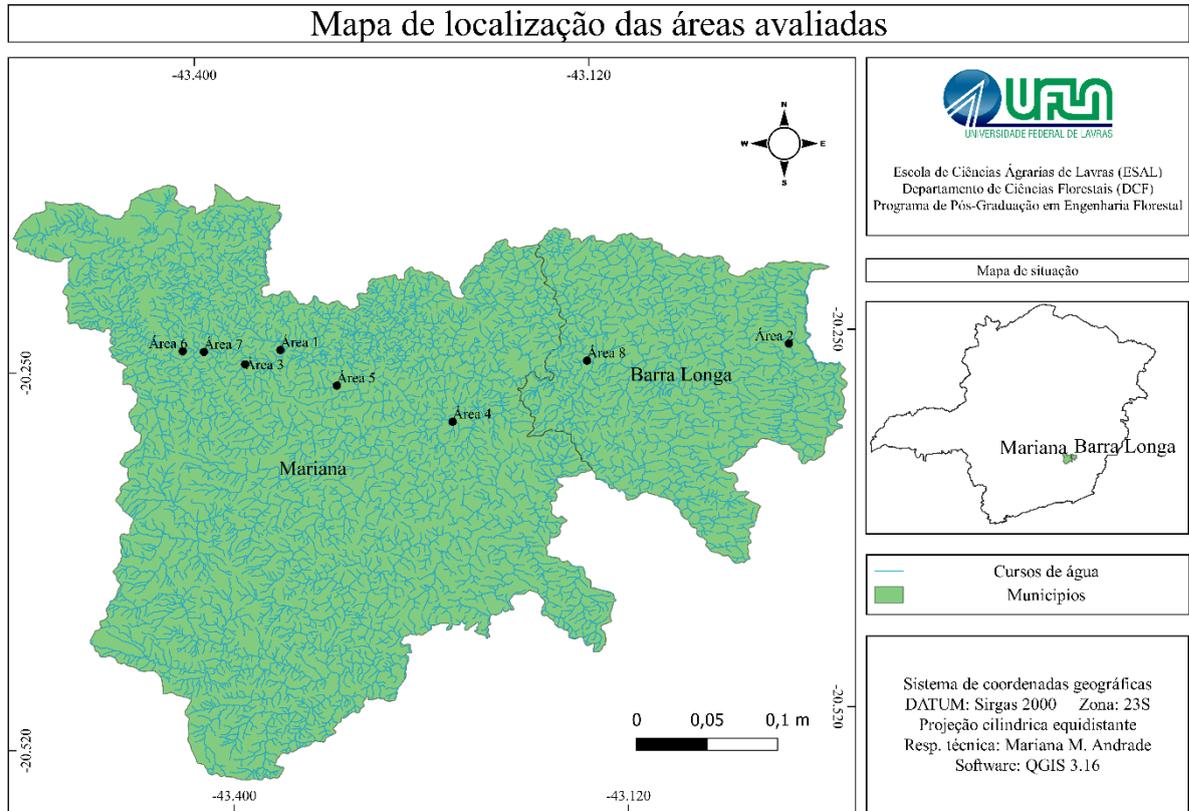
Fonte: Do autor (2021).

Tabela 02 – Descrição das espécies do mix de sementes utilizado como ação emergencial nas áreas atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão (continua).

Espécie	Nome comum	Família	Hábito
<i>Alternanthera tenella</i>	Apaga fogo	Amaranthaceae	Herbáceo
<i>Helianthus annuus</i>	Girassol forrageiro	Asteraceae	Forrageira
<i>Raphanus sativus</i>	Nabo forrageiro	Brassicaceae	Erva
<i>Cajanus cajan</i>	Feijão guandu	Fabaceae	Arbustivo
<i>Canavalia ensiformis</i>	Feijão de porco	Fabaceae	Herbáceo
<i>Crotalaria</i> spp.	Chocalho de cascavel	Fabaceae	Arbustivo
<i>Dolichos lablab</i>	Dolichos lab lab	Fabaceae	Rasteiro trepador
<i>Lotus corniculatus</i>	Cornichão	Fabaceae	Forrageira
<i>Neonotonia wightii</i>	Soja perene	Fabaceae	Rasteiro trepador
<i>Stylosanthes</i> spp.	Estilosante	Fabaceae	Herbáceo
<i>Vicia sativa</i>	Ervilhaça	Fabaceae	Trepador
<i>Avena</i> spp.	Aveia amarela e preta	Poaceae	Forrageira
<i>Cynodon dactylon</i>	Gramma seda	Poaceae	Rasteiro
<i>Lolium multiflorum</i>	Azevém	Poaceae	Forrageira
<i>Pennisetum glaucum</i>	Milheto	Poaceae	Ereta, cespitosa
<i>Pennisetum setosum</i>	Capim custódio	Poaceae	Ereta, cespitosa
<i>Sorghum bicolor</i>	Sorgo formoso	Poaceae	Erva

Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2016) e Andrade (2020).

Figura 01 – Mapa de localização das oito áreas avaliadas, nos municípios de Mariana e Barra Longa, Minas Gerais.

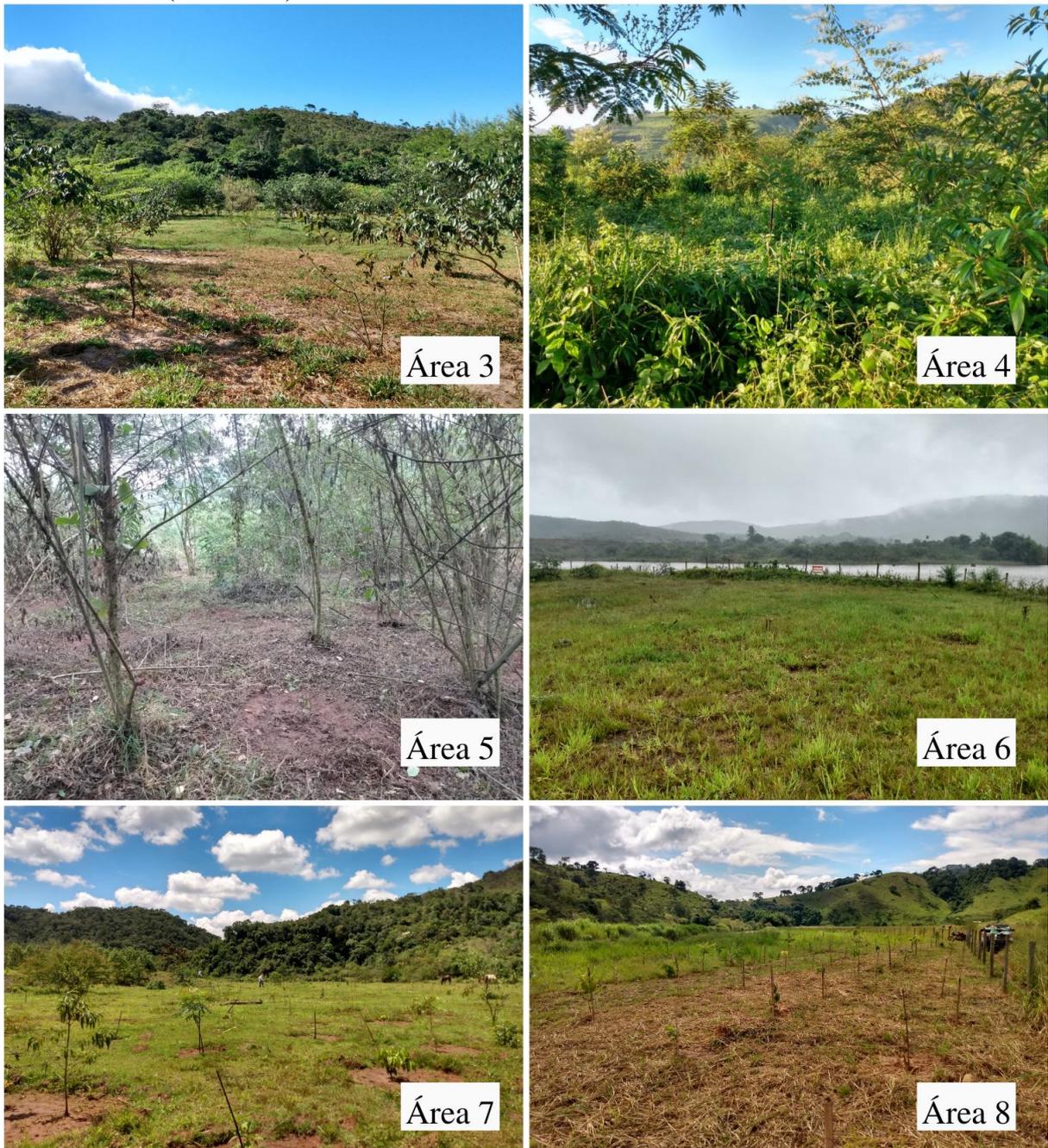


Fonte: Do autor (2021).

Figura 02 – Áreas avaliadas nos municípios de Mariana e Barra Longa, Minas Gerais (continua).



Figura 02 – Áreas avaliadas nos municípios de Mariana e Barra Longa, Minas Gerais (conclusão).



Fonte: Do autor (2021).

2.2 Coleta de dados

A coleta de dados aconteceu no período entre janeiro e junho de 2021. As áreas foram avaliadas utilizando transectos com 10 metros de largura, orientados no sentido da margem dos cursos de água atingidos pelo rompimento da barragem de Fundão com comprimento variando de acordo com a faixa de plantio (18 a 120 metros). A intensidade de transectos alocados por área, foi variável de acordo com a área de plantio (hectares) e com a extensão da área a margem do curso d'água (metros), Tabela 03, exceto para as áreas consideradas referência, onde foram

alocados três transectos independentemente do tamanho da área. Dessa forma, nas áreas 1, 2 e 5, foram alocados três transectos, nas áreas 3, 6, 7 e 8, cinco transectos, e na área 4, oito transectos (Tabela 04).

Tabela 03 – Metodologia adotada para definição da intensidade de transectos alocados por área, em relação ao tamanho da área plantada em hectares, pela extensão da área plantada ao longo da margem do curso d'água.

Área (ha)	Extensão da margem (m)	Número de transectos
< 0,5	-	3
	100-600	5
> 0,5	600-700	6
	700-800	7
	800-900	8

Fonte: Do autor (2021).

Tabela 04 – Área em hectares e extensão da área a margem do curso d'água em metros, das áreas avaliadas e o número de transectos alocados por área.

Área	Área (ha)	Extensão (m)	Nº de transectos
1	96,9	-	3
2	8,95	-	3
3	1,58	120	5
4	1,78	830	8
5	0,49	210	3
6	2,07	280	5
7	2,79	270	5
8	0,81	320	5

Fonte: Do autor (2021).

Com o objetivo de selecionar indicadores representativos e gerar uma equação ajustada para avaliar a trajetória da restauração, em termos funcionais e estruturais, foram coletados dados de diversos indicadores de solo e de vegetação, de compartimentos distintos de um ecossistema (Tabela 05).

Tabela 05 - Lista dos indicadores que foram coletados com base nos compartimentos de ecossistemas (continua).

Compartimento do ecossistema	Indicadores
Solo	pH do solo; Soma de bases (SB); Capacidade de troca catiônica (CTC efetiva); Cobertura do solo por cobertura verde; Cobertura do solo por cobertura seca; Cobertura do solo por serrapilheira; Cobertura do solo por solo exposto.
Diversidade da vegetação	Índice de Shannon do EA; Índice de Shannon da RN.
Estrutura da vegetação	Densidade total de indivíduos no EA; Densidade de indivíduos na RN; Altura média do EA; Área basal;

Tabela 05 - Lista dos indicadores que foram coletados com base nos compartimentos de ecossistemas (conclusão).

Compartimento do ecossistema	Indicadores
Estrutura da vegetação	Cobertura de dossel; Acúmulo de biomassa.

Em que: RN: regeneração natural, EA: estrato arbóreo; SB: cmolc/dm³; CTC: cmolc/dm³; Cobertura do solo por cobertura verde: %; Cobertura do solo por cobertura seca: %; Cobertura do solo por serrapilheira: %; Cobertura do solo por solo exposto: %; Densidade total de indivíduos no EA: número de indivíduos por hectare; Densidade de indivíduos na RN: número de indivíduos por hectare (ha); Altura média do EA: metros; Área basal: m² por ha; Cobertura de dossel: %; Acúmulo de biomassa: Kg por hectare.

Fonte: Do autor (2021).

Este conjunto de dados foi coletado a partir de inventários do estrato arbóreo e da regeneração natural, de análise química do solo, da análise de cobertura do solo e da cobertura do dossel (Tabela 06).

Tabela 06 - Lista de indicadores que foram analisados de acordo com cada etapa do levantamento de dados.

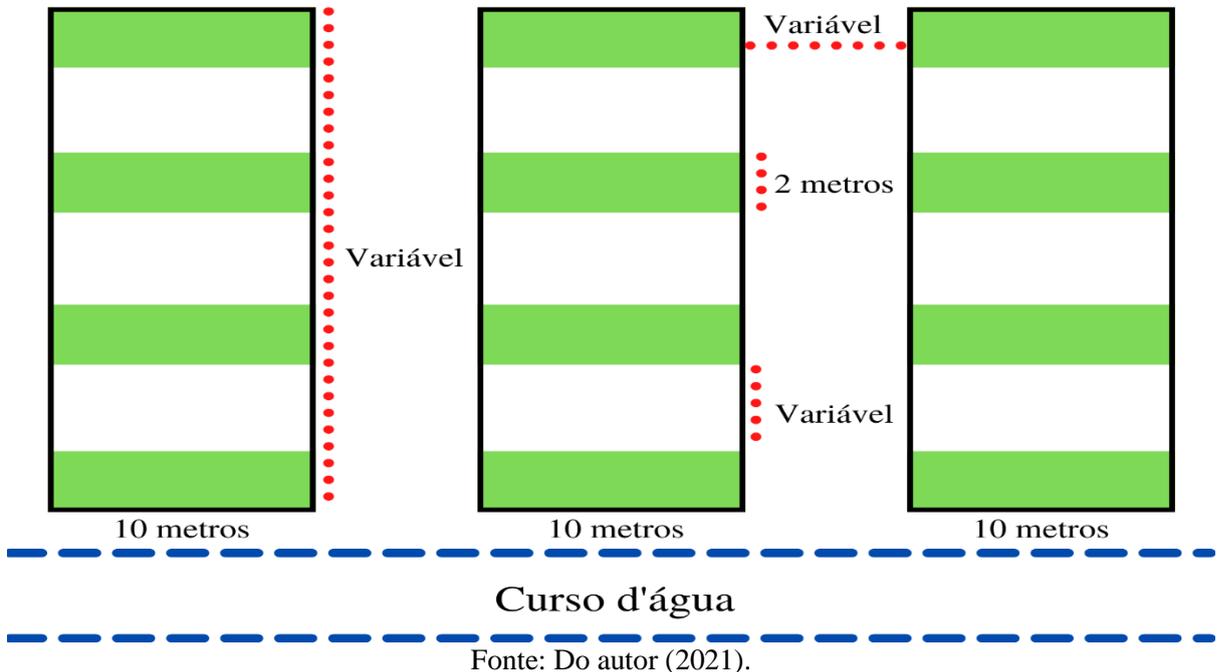
Levantamento de dados	Indicadores
Inventário do florestal do EA e RN	Densidade total de indivíduos no EA, índice de Shannon do EA, densidade de indivíduos na RN, índice de Shannon da RN.
Cobertura e coleta do solo	Cobertura do solo por cobertura verde, cobertura seca, serrapilheira e solo exposto; capacidade de troca catiônica (CTC efetiva), soma de bases, pH no solo.
Cobertura do dossel	Porcentagem de cobertura do dossel.
Biomassa	Quantidade acumulada de biomassa.

Em que: RN: regeneração natural, EA: estrato arbóreo; SB: cmolc/dm³; CTC: cmolc/dm³; Cobertura do solo por cobertura verde: %; Cobertura do solo por cobertura seca: %; Cobertura do solo por serrapilheira: %; Cobertura do solo por solo exposto: %; Densidade total de indivíduos no EA: número de indivíduos por hectare; Densidade de indivíduos na RN: número de indivíduos por hectare (ha); Altura média do EA: metros; Área basal: m² por ha; Cobertura de dossel: %; Acúmulo de biomassa: Kg por hectare.

Fonte: Adaptado de Oliveira (2018).

Para avaliação dos indivíduos arbustivo-arbóreos que possuíam CAP de inclusão igual ou superior a 15,7 centímetros, utilizou-se os transectos como área de avaliação e em cada transecto foi alocado também, quatro parcelas de 2x10 metros para avaliação da regeneração natural. Essas parcelas foram alocadas de forma sistemática de acordo com o comprimento do transecto, a representação esquemática básica está representada na Figura 03. A mensuração da regeneração natural abrangeu todos indivíduos com altura igual ou superior a 10 cm e CAP inferior a 15,7 presentes nas parcelas.

Figura 03 – Representação esquemática da amostragem por transectos e parcelas para avaliação da regeneração natural (em verde) nas áreas avaliadas.



Os dados de cobertura de solo foram coletados utilizando um gabarito de madeira de 50 x 50 cm com 100 retículos de tamanhos iguais. Este foi alocado quatro vezes de forma aleatória na parcela de RN e as classes de cobertura foram divididas em cobertura seca, cobertura verde, serrapilheira e solo exposto.

E para amostragem química do solo, em cada área estudada, foram coletadas 10 amostras na profundidade de 0 a 20 cm de modo aleatório que posteriormente foram misturadas e homogeneizadas para compor uma única amostra composta por área. Após a coleta, estas foram enviadas ao laboratório de solos para análise.

Utilizando um densiômetro esférico convexo dividido em 24 quadrantes, foi determinado o nível de cobertura do dossel. No centro de cada parcela da RN foram realizadas quatro leituras, uma em cada direção (norte, sul, leste e oeste), e então foi avaliado quantos quadrantes refletiam a copa de árvores.

Para avaliar o acúmulo de biomassa, em cada parcela da RN, utilizando um gabarito de madeira de 50 x 50 cm foi coletado a biomassa verde em dois pontos aleatórios. Os materiais coletados, foram acondicionados em sacos plásticos, identificados e levados até o Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foram pesados e levados em estufa a 70° C até atingirem peso constante para a determinação da massa seca, evitando que houvesse influência da umidade na avaliação. Em seguida foi realizada a pesagem e os valores em gramas transformados e expressos em kg/ha.

2.3 Análise dos dados

Após a coleta dos dados, para todos os indicadores que possuíam mais de uma amostra por transecto ou por parcela, foi realizada a média ponderada dos valores para que os dados fossem quantificados por transecto, que passou a ser uma repetição para as áreas avaliadas. Visando uma padronização dos resultados, aqueles indicadores que possuíam escala, como número de indivíduos tanto do EA quanto da RN, que até então variava de acordo com o tamanho do transecto e parcela, respetivamente, foram extrapolados para hectare, assim como área basal (AB).

Para expressar a diversidade florística dos transectos das áreas referência e das áreas em processo de restauração foi utilizado o Índice de Shannon (H') (Brower & Zar, 1984), que é calculado da seguinte forma:

$$p_i = n_i/N$$

$$H' = - \sum (p_i \times \ln(p_i))$$

em que:

H' : índice de Shannon;

n_i : número de indivíduos da espécie i ;

N : número de indivíduos amostrados;

\ln : logaritmo natural.

Ambos os cálculos foram realizados no software Microsoft Excel© 2019.

2.3.2 Análise descritiva

Após a coleta dos dados e o pré-processamento, utilizando os softwares Microsoft Excel© 2019 e IBM® SPSS Statistics (2020), foram realizados os cálculos de estatística descritiva, média, variância e coeficiente de variação, além de selecionar os valores mínimo e máximo para todas as variáveis avaliadas, considerando os transectos como repetições para as áreas. A análise descritiva foi realizada para área referência e não restauradas, e a comparação de médias foi realizada pelo teste não paramétrico post-hoc de Dunn a 5% de significância.

2.3.2 Seleção de indicadores e modelagem da restauração

Para realizar a seleção dos melhores indicadores, foi utilizada modelagem linear mista generalizada. Para isso, com base nos dados coletados, foi atribuída uma nota para cada transecto, utilizando como referência, os valores obtidos nas áreas referência. Os valores máximos dos atributos de estrutura, diversidade, químicos e de cobertura do solo dessas áreas,

foram definidos como valores referência, e utilizando um sistema de pontuação que variava de 0 a 10, definiu-se as notas das demais variáveis para cada transecto das áreas não restauradas usando proporcionalidade. A nota final de cada transecto foi formada pela soma de todos os atributos, que possuíam o mesmo peso, e dividida por 150 para que o valor atribuído a nota final ficasse entre o intervalo de 0 e 1. De acordo com essa atribuição de notas, pode-se considerar que quanto mais próxima de 1, mais restaurada certa área, e quanto mais próxima de 0, menos restaurada. O processo de atribuição das notas foi realizado pelo programa Microsoft Excel© 2019.

Considerando a distribuição da variável resposta (nota final da restauração) como pertencente à família Gamma e utilizando a função link “identity”, e considerando ainda o transecto como efeito aleatório, foi ajustado um modelo linear generalizado (GLMS) aos dados. O modelo inicialmente ajustado continha as 15 variáveis (indicadores):

$$\text{Nota final} = \beta_0 + \beta_1 * \text{NI arbóreo} + \beta_2 * \text{H' arbóreo} + \beta_3 * \text{HT média} + \beta_4 * \text{AB} + \beta_5 * \text{NI Regenerante} + \beta_6 * \text{H' Regenerante} + \beta_7 * \text{Cobertura de dossel} + \beta_8 * \text{Biomassa} + \beta_9 * \text{Cob. V.} + \beta_{10} * \text{Cob. S} + \beta_{11} * \text{Serrapilheira} + \beta_{12} * \text{SE} + \beta_{13} * \text{pH do solo} + \beta_{14} * \text{SB} + \beta_{15} * \text{CTC} + (1|\text{Transecto}) + \epsilon_i$$

Em que: NI: densidade de indivíduos no estrato, em número de indivíduos por hectare; H': valor de Índice de Shannon no estrato; HT: altura média, em metros; AB: área basal, em metros quadrados por hectare; Cobertura de dossel: em percentagem; Biomassa: em quilos por hectare; Cob. V: cobertura do solo por cobertura verde em percentagem; Cob. S: cobertura do solo por cobertura seca em percentagem; Serrapilheira: cobertura do solo por serrapilheira em percentagem; SE: cobertura do solo por solo exposto em percentagem; SB: soma de bases em cmolc/dm^3 ; CTC: capacidade de troca catiônica em cmolc/dm^3 ; $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots$: coeficientes de regressão estimados; ϵ_i : erro aleatório.

Como o objetivo do trabalho era 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, para a primeira modelagem, ficou definido que só permaneceriam na equação, variáveis que apresentassem significância (p-valor) inferior a 0,01 após a modelagem inicial. Avaliando a equação inicialmente gerada, foram selecionadas as variáveis que apresentavam a significância citada e então realizada uma nova regressão considerando apenas essas variáveis e gerada uma nova equação. A significância de inclusão para as variáveis dessa modelagem deveria ser inferior a 0,001, e caso fosse necessário seria realizada uma nova modelagem contendo apenas as variáveis que atendessem a esse critério.

A regressão do modelo foi realizada utilizando a função “glmer” do pacote *lme4* do software R (R core team, 2021).

3 RESULTADOS

3.1 Análise descritiva

Com base nos resultados obtidos, é possível observar na Tabela 07, que há grande discrepância dos valores dos indicadores, comparando estes entre as áreas de referência e as não restauradas, e essa diferença foi estatisticamente significativa, indicando que as áreas referência apresentam superioridade nos indicadores.

Tabela 07 – Demonstrativo dos valores mínimos, máximos, média, variância e coeficiente de variação (CV) dos atributos coletados nos transectos nas áreas referência e não restauradas (continua).

Estágio	Compartimento	Indicador	Mínimo	Máximo	Média	CV (%)	
Referência	Solo	Biomassa	122,8	516,15	304,7 ^a	50,12	
		Cob. V.	14,06	28,38	19,19 ^a	29,83	
		Cob. S.	0,00	13,93	5,61 ^a	94,46	
		Serrapilheira	69,31	85,94	77,31 ^a	9,51	
		SE	0,00	9,25	2,42 ^a	163,52	
		pH do solo	4,50	5,10	4,80 ^a	6,85	
		SB	0,82	2,82	1,82 ^a	60,19	
	CTC	6,92	11,02	8,97 ^a	25,04		
	Diversidade	H' arbóreo	1,77	2,98	2,33 ^a	19,24	
		H' regenerante	2,14	2,86	2,42 ^a	10,78	
	Estrutura	NI arbóreo	700	2000	1392 ^a	41,12	
		HT média	7,0	12,3	9,3 ^a	23,54	
		AB	5,553	40,187	20,10 ^a	62,53	
		NI regenerante	16375	35375	21083 ^a	34,07	
		Cobertura de dossel	71,565	79,04	75,4 ^a	3,66	
	Não restauradas	Solo	Biomassa	80,2	5230,3	1769,7 ^b	73,47
			Cob. V.	12,67	93,80	57,87 ^b	42,21
Cob. S.			7,50	69,13	30,82 ^b	57,03	
Serrapilheira			2,00	54,63	13,28 ^b	118,21	
SE			0,00	35,33	12,95 ^b	73,48	
pH do solo			5,40	6,90	6,21 ^b	7,19	
SB			0,75	1,62	1,31 ^b	22,52	
CTC		1,95	3,26	2,51 ^b	18,18		
Diversidade		H' arbóreo	0,00	1,83	0,33 ^b	144,58	
		H' regenerante	0,00	1,68	0,87 ^b	50,92	
Estrutura		NI arbóreo	0	512	105 ^b	134,68	
	HT média	0,0	5,8	3,2 ^b	72,95		

Tabela 07 – Demonstrativo dos valores mínimos, máximos, média, variância e coeficiente de variação (CV) dos atributos coletados nos transectos nas áreas referência e não restauradas (conclusão).

Estágio	Compartmento	Indicador	Mínimo	Máximo	Média	CV (%)
Não restauradas	Estrutura	AB	0,000	4,257	0,828 ^b	152,07
		NI regenerante	0	3500	1044 ^b	98,05
		Cobertura de dossel	0	54,925	15,994 ^b	106,17

Em que: NI: densidade de indivíduos no estrato, em número de indivíduos por hectare; H': valor de Índice de Shannon no estrato; HT: altura média, em metros; AB: área basal, em metros quadrados por hectare; Cobertura de dossel em percentagem; Biomassa em quilos por hectare; Cob. V: cobertura do solo por cobertura verde em percentagem; Cob. S: cobertura do solo por cobertura seca em percentagem; Serrapilheira: cobertura do solo por serrapilheira em percentagem; SE: cobertura do solo por solo exposto em percentagem; SB: soma de bases em cmolc/dm³; CTC: capacidade de troca catiônica em cmolc/dm³. Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística significativa de acordo com o teste de Dunn ($p < 0,05$).

Fonte: Do autor (2021).

Em relação aos parâmetros de solo, pode-se notar que os atributos químicos das áreas de referência, SB e CTC possuem superioridade, e o pH médio é menor. Para os dados de cobertura de solo, aqueles que são indesejáveis como alta percentagem de cobertura verde de espécies exóticas, cobertura seca, solo exposto, são mais expressivos nas áreas não restauradas, ao contrário da serrapilheira que tem valor atribuído inversamente proporcional a esses, e apresenta cobertura média superior nas áreas referência.

Analisando os dados de estrutura da vegetação, densidade total de indivíduos no EA, densidade de indivíduos na RN, altura média do EA, AB, e cobertura de dossel, é possível afirmar novamente que há superioridade nas áreas referência, além disso é importante ressaltar que o CV é elevado nas áreas não restauradas comparando com o CV das áreas referência. O compartimento de diversidade também é superior nas áreas referência, tanto para o EA quanto para a RN, e novamente o CV também é elevado nas áreas não restauradas.

3.2 Seleção de indicadores e modelagem da restauração

Com base na regressão inicial utilizando da metodologia de modelagem linear mista generalizada, 11 das 15 variáveis (indicadores) testadas apresentaram algum nível de significância, como pode ser observado na Tabela 08.

Tabela 08 – Valores das variáveis preditoras obtidos via GLMS (continua).

Variáveis preditoras	Coefficiente	Erro padrão	Estatística t	p-valor	
Intercepto	0,376953	0,00216	174.508	< 2e-16	***
NI arbóreo	0,01708	0,013375	1.277	0,201604	
H' arbóreo	0,015373	0,005336	2.881	0,003963	**
HT média	0,013232	0,003709	3.568	0,00036	***
AB	0,030211	0,012674	2.384	0,01714	*
NI regenerante	0,017712	0,014239	1.244	0,213541	

Tabela 08 – Valores das variáveis preditoras obtidos via GLMS (conclusão).

Variáveis preditoras	Coefficiente	Erro padrão	Estatística t	p-valor	
H' regenerante	0,006861	0,003272	2.097	0,035979	*
Cobertura de dossel	0,040089	0,006511	6.157	7,4e-10	***
Biomassa	0,000115	0,002981	0,038	0,969291	
Cob. V.	-0,02328	0,009587	-2.429	0,015147	*
Cob. S.	-0,02083	0,00711	-2.929	0,003398	**
Serrapilheira	0,031733	0,008582	3.698	0,000218	***
SE	-0,02024	0,003004	-6.739	1,60E-11	***
pH do solo	-0,01157	0,003716	-3.114	0,001843	**
SB	0,009164	0,005493	1.668	0,095266	,
CTC	-0,00752	0,010779	-0,698	0,485465	

Em que: NI: densidade de indivíduos no estrato, em número de indivíduos por hectare; H': valor de Índice de Shannon no estrato; HT: altura média, em metros; AB: área basal, em metros quadrados por hectare; Cobertura de dossel em percentagem; Biomassa em quilos por hectare; Cob. V: cobertura do solo por cobertura verde em percentagem; Cob. S: cobertura do solo por cobertura seca em percentagem; Serrapilheira: cobertura do solo por serrapilheira em percentagem; SE: cobertura do solo por solo exposto em percentagem; SB: soma de bases em cmolc/dm³; CTC: capacidade de troca catiônica em cmolc/dm³. Significância: *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; , p < 0,1.

Fonte: Do autor (2021).

De acordo com a metodologia proposta, somente as variáveis que apresentassem significância (p-valor) inferior a 0,01 permaneceriam na equação, por isso, foi realizada novamente a modelagem com as variáveis: H' arbóreo, HT média, percentagem de cobertura de dossel, percentagem de cobertura seca, percentagem de serrapilheira, percentagem de solo exposto e pH do solo. Nesta nova modelagem, a variável percentagem de cobertura seca e percentagem de cobertura de solo exposto, não atenderam ao segundo critério de inclusão definido (p-valor < 0,001) para a segunda modelagem, como pode ser observado na Tabela 09, por isso foram removidos da equação.

Tabela 09 – Valores das variáveis preditoras obtidos via GLMS.

Variáveis preditoras	Coefficiente	Erro padrão	Estatística t	p-valor	
Intercepto	0,975947	0,176166	5,540	3,03E-08	***
H' arbóreo	0,027445	0,006948	3,950	7,81E-05	***
HT média	0,006034	0,001571	3,842	0,000122	***
Cobertura de dossel	0,001298	0,00033	3,938	8,23E-05	***
Serrapilheira	0,00149	0,00037	4,032	5,54E-05	***
Cob. S.	-0,00041	0,000287	-1,439	0,150276	
SE	-0,00124	0,000453	-2,748	0,006002	**
pH do solo	-0,11109	0,030091	-3,692	0,000223	***

Em que: H': Índice de Shannon, HT: altura média, em metros, Cobertura de dossel em percentagem; Serrapilheira: cobertura do solo por serrapilheira em percentagem; Cob. S: cobertura do solo por cobertura seca em percentagem; SE: cobertura do solo por solo exposto em percentagem. Significância: *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05.

Fonte: Do autor (2021).

Na nova modelagem proposta, contendo apenas as variáveis H' arbóreo, HT média, percentagem de cobertura de dossel, percentagem de cobertura de serrapilheira e pH do solo,

todas essas atenderam o critério de inclusão proposto, apresentando significância (p-valor) inferior a 0,001 (Tabela 10).

Tabela 10 – Valores das variáveis preditoras obtidos via GLMS.

Variáveis preditoras	Coefficiente	Erro padrão	Estatística t	p-valor	
Intercepto	0,8844243	0,165608	5,340	9,27e-08	***
H' arbóreo	0,0272398	0,007883	3,456	0,000549	***
HT média	0,0069856	0,00165	4,233	2,30e-05	***
Cobertura de dossel	0,0013330	0,000378	3,531	0,000413	***
Serrapilheira	0,0017990	0,000396	4,539	5,64e-06	***
pH do solo	-0,1022421	0,027318	-3,743	0,000182	***

Em que: H': Índice de Shannon, HT: altura média, em metros, Cobertura de dossel em percentagem; Serrapilheira: cobertura do solo por serrapilheira em percentagem. Significância: *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05.

Fonte: Do autor (2021).

A modelagem proposta gerou a equação abaixo com um pseudo-R² de 98,69 %:

Nota da restauração = 0,8844243 + 0,02722398 * (H' arbóreo) + 0,0069856 * (HT média) + 0,0013330 * (Cobertura de dossel) + 0,0017990 * (Serrapilheira) - 0,1022421 * (pH do solo)

Em que: H' arbóreo: valor de Índice de Shannon arbóreo; HT: altura média em metros; Cobertura de dossel em percentagem; Serrapilheira: cobertura do solo por serrapilheira em percentagem.

De acordo com a equação gerada, a nota média estimada das áreas referência é de 0,76 e das áreas consideradas não restauradas de 0,32.

4 DISCUSSÃO

4.1 Análise descritiva

Os resultados oriundos da análise descritiva comparado os compartimentos de solo, diversidade e estrutura da vegetação indicam expressiva diferença entre as áreas em processo de restauração e as áreas referência. Essa afirmação é constatada, comparando por exemplo, qualquer variável de ambos os compartimentos dos ecossistemas avaliados.

Analisando o resultado de compartimento de solo, por exemplo a biomassa, ecossistemas perturbados como as áreas avaliadas não restauradas, tendem a apresentarem maior deposição, pois há espécies de rápido crescimento (pioneiras e secundárias iniciais) que produzem muita biomassa (FREIRE, 2006).

Segundo Machado (2016), a cobertura do solo por serrapilheira é superior em áreas onde a vegetação possui maior riqueza de espécies. Pode ser observado nos resultados, que a cobertura por serrapilheira é inversa a proporção de cobertura de verde, seca e solo exposto. Isso se dá ao fato que em áreas conservadas, a cobertura verde é oriunda apenas dos indivíduos

regenerante, não há cobertura seca oriunda da biomassa de espécies utilizadas para recobrimento do solo e também não há solo exposto. Nas áreas não restauradas, as altas percentagens de coberturas verde e seca, são resultantes do crescimento de espécies utilizadas no mix de sementes inicial, que foi utilizado com objetivo de recobrir rapidamente o solo para conter a erosão inicial após a degradação. É conhecido que a excessiva cobertura do solo por gramíneas, em destaque para aquelas que são consideradas invasoras, pode dificultar o desenvolvimento e sobrevivência da regeneração natural, chegada de propágulos, entre outros, atrasando ou impossibilitando a restauração de uma área (HOFFMANN et al., 2004; FRAGOSO et al., 2020).

O pH, que está atrelado a diversos processos de ciclagem de nutrientes, acúmulo de biomassa nas plantas, e principalmente da disponibilidade de nutrientes, as áreas de referência apresentam pH de acidez elevada (4,5 - 5,0) e as áreas não restauradas de fraca acidez (5,4 - 6,9), seguindo a classificação proposta por Alvarez e colaboradores al. (1999). Seguindo ainda a classificação proposta por esses autores, agronomicamente o pH médio das áreas referência são considerados baixos e das áreas não restauradas altos. No entanto, comparando os valores de pH encontrados nas áreas referência com os encontrados em áreas similares, de fragmentos conservados, esses estão dentro do padrão pois, naturalmente os solos de florestas tropicais tendem a apresentar maiores níveis de acidez resultante da mineralização da matéria orgânica (LIMA et al., 2018). Segundo Malavolta (1981), a faixa ótima de pH é em torno de 6,5, pois é onde há o maior equilíbrio entre a disponibilidade de todos os nutrientes contudo, a mineralização dos elementos também é responsável pela disponibilidade de nutrientes por meio da ciclagem de nutrientes. Já o pH mais elevado das áreas consideradas não restauradas, pode estar atrelado principalmente ao pH básico característico do rejeito (SILVA et al., 2016).

A capacidade de troca de cátions (CTC) é considerada uma das mais importantes propriedades químicas do solo, pois é responsável por quantificar a magnitude da capacidade de retenção e de impedimento da lixiviação de cátions ao longo do perfil do solo, está diretamente ligada a presença de raízes e ao incremento de matéria orgânica no solo, colaborando com propriedades consideradas benéficas de suporte a sustentabilidade do ecossistema (PORTUGAL; COSTA; COSTA; 2010; CONSTANTINI et al., 2016). É possível inferir ainda, que aproximadamente 70% da CTC corresponda a teores de matéria orgânica presentes no solo (DUARTE; CASAGRANDE, 2006). Áreas de vegetação conservada naturalmente, possuem teores mais elevados de matéria orgânica que áreas em processo de restauração, explicando a CTC média superior das áreas referência (8,97) em relação as áreas não restauradas (2,51).

O índice de Shannon (H') é um ótimo indicador de diversidade pois além de considerar a riqueza de espécies em uma área, ele também leva em consideração o número de indivíduos em cada espécie, ou seja, a equabilidade. De acordo com Reis (2018), em áreas onde a riqueza é considerada baixa, a adequada distribuição de indivíduos tende a elevar o valor atribuído ao índice. Avaliando o compartimento de diversidade das áreas estudadas, o H' tanto da regeneração natural quanto do estrato arbóreo foi superior para as áreas referência, como esperado. Embora seja superior comparando com as áreas não restauradas, eles foram inferiores comparando com estudos realizados em áreas de vegetação conservada. Marcuzzo et al. (2014) encontraram o valor de $3,00 \text{ nats.ind}^{-1}$ para o estrato arbóreo e $2,60 \text{ nats.ind}^{-1}$ para a regeneração natural, em um fragmento de Mata Atlântica, ambos resultados superiores aos encontrados nas áreas referência. Reis (2018) em áreas em processo de restauração utilizando método de reflorestamento por plantio de mudas, encontrou valores que variavam de 3,47 a 3,01 para áreas em processo inicial de restauração, de um a três anos, assim como as áreas não restauradas. Valores superiores também foi encontrado por Aparicio et al. (2014) e por Lima et al. (2013), $3,32 \text{ nats.ind}^{-1}$, $3,20 \text{ nats.ind}^{-1}$, respectivamente. Os resultados inferiores nas áreas, pode ser explicado pelo alto grau de fragmentação da vegetação e pelo isolamento de fragmentos florestais, que acarreta imensas modificações na dinâmica das populações (VIANA et al., 1992).

Como para os demais compartimentos, no compartimento de estrutura da vegetação, também houve superioridade de todas as variáveis para as áreas referência. A densidade de indivíduos das áreas referência no estrato arbóreo foi inferior ao encontrado por Marcuzzo e colaboradores (2014), que encontraram 3408 ind.ha^{-1} , contudo foi superior para a densidade de indivíduos no estrato regenerante, que constatou cerca de $15 \text{ mil ind.ha}^{-1}$, avaliando fragmentos também conservados. Comparando a densidade encontrada por Melo, Miranda e Durigan (2007) para áreas em processo de reflorestamento com até 36 meses, o valor encontrado para densidade da regeneração nas áreas não restauradas (1044 ind.ha^{-1}) é similar, considerando que se trata de uma média geral.

O resultado de altura média encontrado para o estrato arbóreo nas áreas não restauradas, que não possuem mais de três anos, é superior aos resultados de altura em áreas de restauração com cinco e sete anos no Vale do Paraíba, SP, estudados por Sánchez (2005), e também superior ao encontrado por Melo e colaboradores (2007) para áreas com até 36 meses em processo de reflorestamento. A diferença de valores observada, superior nas áreas avaliadas nesse estudo pode ser atribuída a composição de espécies, que podem apresentar crescimento inicial superior ao das áreas comparadas e também a qualidade do sítio em que estão.

De acordo com Melo (2010) a cobertura vegetal ou de dossel, define a quantidade, qualidade e distribuição de luz nos ecossistemas, influenciando o crescimento, sobrevivência e determinando a composição vegetal de uma área e apresenta relação direta em função da idade. Como é de se esperar, áreas em estágio inicial de restauração apresentam baixa cobertura de dossel e diretamente baixa área basal, como nas áreas avaliadas, que apresentam cobertura média de 15,99% e área basal de 0,828 m².ha⁻¹. Comparando, as áreas referência, apresentaram valor médio inferior ao encontrado por Sukanuma et al. (2013) avaliando áreas conservadas, que encontrou cobertura média de dossel de 88%, e média de 27,9 m².ha⁻¹, em contrapartida, nas áreas referência, o valor encontrado foi de 75,5% e 20,10 m².ha⁻¹, respectivamente.

Alguns autores consideram improvável que uma área em restauração, possa se igualar ou atingir as características de um ecossistema conservado e intocado, além disso muitos têm concluído que é possível recuperar a capacidade de autossustentabilidade das áreas, mas reproduzir o ecossistema referência é praticamente impossível, e que a possibilidade de um ecossistema restaurado igualar ou pelo menos aproximar-se de um ecossistema de referência só pode ser avaliada mediante monitoramento por meio de indicadores ecológicos (EHRENFELD, 2000, CHOI, 2007, HOBBS, 2007, REY BENAYAS et al., 2009, SUDING, 2011, MARON et al. 2012, DARONCO et al., 2013).

4.2 Seleção de indicadores e modelagem da restauração

Com base no ajuste do modelo proposto, cinco indicadores foram selecionados para formar uma equação capaz de quantificar o processo de restauração: Valor do índice de Shannon do estrato arbóreo; Altura média do estrato arbóreo; Cobertura de dossel; Percentagem de cobertura do solo por serrapilheira e pH do solo. A equação linear gerada foi a seguinte:

$$\text{Nota da restauração} = 0,884424 + 0,02724 * (\text{H' arbóreo}) + 0,006986 * (\text{HT média}) + 0,001333 * (\text{Cobertura de dossel}) + 0,001799 * (\text{Serrapilheira}) - 0,10224 * (\text{pH do solo})$$

Em que: H' arbóreo: valor de Índice de Shannon arbóreo; HT: altura média em metros; Cobertura de dossel em percentagem; Serrapilheira: cobertura do solo por serrapilheira em percentagem.

O bioma Mata Atlântica abriga mais de 20 mil espécies ((INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS, 2021), e áreas conservadas apresentam altos índices de diversidade, como em fragmentos conservados de floresta estacional semidecidual estudados por OLIVA et al., (3,39 nat.ind.-1) e TORRES et al (2017). Quantificar essa variável é então, de extrema importância para impedir a extinção de espécies e avaliar a qualidade de áreas em restauração.

Segundo estudo realizado por Campos e Leite (2013) a produtividade de um sítio

depende muito de sua qualidade ambiental, e a variável altura é influenciada diretamente, pois a qualidade do sítio influencia o crescimento de árvores dominantes. Por apresentar alta correlação com o incremento em área transversal, mesmo apresentando dificuldades de determinação dessa variável em florestas naturais e conservadas, a altura total vem sendo utilizada em modelos de incremento de espécies nativas (CUNHA; FINGER; HASENAUER, 2016, COSTA; FINGER; HESS, 2016).

A percentagem de cobertura de dossel pode ser considerado um indicador ecológico de peso para avaliar a restauração, pois é considerado o maior determinante do “micro-habitat” interno de uma floresta. Esse indicador tem influência no crescimento e sobrevivência de indivíduos, determinando a composição florística e estrutura de uma área, e também afeta n processos, como os processos de decomposição da matéria orgânica e de controle de erosão (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007). Também é importante pois o aumento na cobertura de dossel, diminui a luminosidade incidente no solo, controlando a mato-competição (GUILHERME, 2000; MARTINS; LEITE; HARIDASAN, 2004).

A serrapilheira por si só já tem grande importância pois contribui com o aumento e formação de matéria orgânica, considerada a principal fonte de nutrientes para o crescimento das plantas em áreas autossustentáveis (MATSUOKA; MENDES; LOUREIRO, 2003). Além disso, o alto percentual dela, comparado com cobertura verde, seca e solo exposto, pode inferir sobre demais variáveis que são importantes nos ecossistemas, como cobertura de dossel, citada anteriormente, capacidade de retenção hídrica, controle de temperatura do solo, entre outros.

O pH do solo é um indicador de solo importantíssimo para a restauração pois está ligado a diversos processos importantes no ecossistema, dentre eles, a disponibilidade de nutrientes para as plantas. Áreas em processo de restauração tendem a ter pH mais básicos que áreas conservadas, uma vez que as intervenções para o início do processo de restauração, utiliza de técnicas de correção e adubação do solo.

O modelo proposto, que contém poucas variáveis, gerou uma equação parcimoniosa, que possui grande potencial de aplicação para avaliação do processo de restauração em áreas atingidas por rejeito de minério de ferro na bacia do Rio Doce, na continuação do monitoramento das áreas avaliadas e até mesmo para áreas em situações similares.

Esses indicadores que passaram a ser variáveis da equação, podem ser considerados como atributos chaves no monitoramento de áreas em processo de restauração que foram atingidas por rejeito de minério de ferro, na bacia do Rio Doce. Com base ainda nos resultados das áreas referência pode-se presumir que quando a nota atribuída for aproximadamente ou superior a 0,70, a área avaliada tende a restauração. Vale ressaltar que, quanto mais a nota

atribuída se aproximar de 1, melhor para o ecossistema avaliado, ao contrário de notas que tendem a 0.

5 CONCLUSÕES

Este trabalho permitiu concluir que:

Ainda há diferenças estatísticas para todas as variáveis avaliadas comparado as áreas referência e as áreas em processo de restauração, o que seria esperado, em função da idade do processo de restauração. Por isso, o monitoramento é fundamental para avaliar e observar a trajetória da restauração nessas áreas, para que possam atingir a autossustentabilidade nesses ecossistemas.

A equação gerada a partir do ajuste do modelo proposto que possibilita atribuir “notas de restauração”, é uma forma pragmática de monitorar e acompanhar a trajetória da restauração, levando em consideração apenas dados dos indicadores selecionados: Índice de Shannon do estrato arbóreo; Altura média do estrato arbóreo; Cobertura de dossel; Percentagem de cobertura do solo por serrapilheira e pH do solo.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, C. et al. Governança da restauração florestal da paisagem no Brasil: desafios e oportunidades. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Vol. 58, p. 450-473, jul./dez. 2021. DOI: 10.5380/dma.v58i0.78415 e-ISSN 2176-9109.
- ALVAREZ, V. H. V. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. V. (Eds.) **5ª aproximação – recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. SBCS: VIÇOSA, 1ª ed. 360p. 1999.
- APARICIO, W. C. S. et al. Estrutura da regeneração natural de espécies arbóreas em um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 6, n. 3, p.483-488, 2011.
- BARBOSA, L. M.; BARBOSA, J. M.; BARBOSA, K. C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S. E.; ASPERTI, L. M. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28-34, 2003.
- 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: **Restauração Ecológica de**

Ecossistemas Degradados [S.l: s.n.], 2013.

BROWN, H.; PRESCOTT, R. **Applied mixed models in medicine**. 2º ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2006.

CAVALCANTE, D. M. C.; VASCONCELOS, P. H. B. **Análise de impressões digitais utilizando modelos mistos**. 2018. 66 f., il. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Estatística) —Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

CHOI, Y. D. 2007. Restoration ecology to the future: A call for new paradigm. **Restoration Ecology** 15: 351-353.

CONSTANTINI, E. A. C. et al. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. **Solid Earth**, v.7, p.397-414, 2016. DOI: 10.5194/se-7-397-2016.

CORDEIRO, G. M.; DEMETRIO, C. G. B. **Modelos Lineares Generalizados e Extensões**. Piracicaba: USP, p. 302, 2013.

COSTA, E. A.; FINGER, C. A. G.; HESS, A. F. Modelagem do incremento em área transversal de árvores de crescimento livre de *Araucaria angustifolia*. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 34, p. 522-532, 2016

CUNHA, T. A.; FINGER, C. A. G.; HASENAUER, H. Tree basal area increment models for *Cedrela*, *Amburana*, *Copaifera* and *Swietenia* growing in the Amazon rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 174-183, 2016

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistema 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.

DUARTE, R. M. R.; CASAGRANDE, J. C. A interação solo-vegetação na recuperação de áreas degradadas. In: _____. **Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo com ênfase em matas ciliares do interior paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. p.52-63, 129p.

EHRENFELD, J. G. 2000. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration Ecology** 8: 2-9.

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.
- 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.
- FREIRE, M. **Chuva de sementes, banco de sementes do solo e deposição de serrapilheira como bioindicadores ambientais**. 2006. 80p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) -Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, Malden, v. 25, n. 6, p. 850-857, 2017.
- 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.
- HOBBS, R. J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology** 15: 354-357.
- HOFFMANN, W. A. et al. Impact of the invasive alien grass *Melinis multiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, 99-103, 2004.
- IBF - INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS. **Bioma Mata Atlântica**. Disponível em: <http://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica>. Acesso em: 05 de outubro de 2021.
- IBM Corp. Released 2020. **IBM SPSS Statistics for Windows**, Version 28.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- LETCHER S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Gainesville, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.
- LIMA, A. S. et al. Regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p.273-278, 2013.
- LIMA, M. S.; FREIRE, F. J.; MARANGON, L. C.; GOMES DE ALMEIDA, B.; PESSOA RIBEIRO, E., SANTOS, R. L. Solos florestais em fragmento de floresta urbana na mata de dois

irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. **Ciência Florestal**, v.28, n.2, p.542-553,2018.

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.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola: adubos e adubação**. 3. ed.: Editora Agronômica Ceres. 596 p. 1981.

MARCUZZO S. B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 961-972, 2014.

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.

MATSUOKA, M.; MENDES, C. I.; LOUREIRO, F. M. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.3, p.425-433, 2003.

MELO, A. C. G. **Guia para monitoramento de reflorestamentos para restauração**; Projeto Mata Ciliar. São Paulo: 2010. (Circular Técnica, 1).

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.

MELLO, M. N. 2020. **Modelos lineares generalizados espaciais mistos aplicados em estudos de insetos**. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. doi:10.11606/T.11.2020.tde-11032020-114024.

Microsoft® Excel® 2019 MSO (Versão 2110 Build 16.0.14527.20234) 64 bits.

MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações.

Oecologia Australis, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 437-451, jun. 2010.

NOGUEIRA, E. M. **Desenvolvimento inicial de espécies florestais nativas em tecnossolo formado por rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce**. 2019. 79 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

OLIVA, E. V.; R.; B. C.; MARQUES, R.; BIANCHIN, E. J.; DALMASO, A. C.; WINAGRASKI, E. Florística e Estrutura de duas comunidades arbóreas secundárias com diferentes graus de distúrbio em processo de recuperação. **Ciência Florestal**, v.28, n.3, p.1088-1103, 2018.

PALA, L. O. O., FERREIRA, E. B., PETRINI, J.. O crescimento do percentual de idosos na Região Sudeste: Uma aplicação via modelo linear misto. **Sigmae**, Alfenas, v.8, n.2, p. 180-190, 2019.

PIAIA, B. B. et al. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 157, 105991, 2020.

PORTUGAL, A. F.; COSTA, O. D. V.; COSTA, L. M. da. Propriedades físicas e químicas do solo em áreas com sistemas produtivos e mata na região da zona da mata mineira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.2, p. 575-585, 2010.

R CORE TEAM (2021). **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <https://www.R-project.org/>. Acesso em: nov. 2021.

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. : il.

REY BENAYAS, J. M. R., NEWTON, A. C., DIAZ, A. & BULLOCK, J. M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. **Science** 325: 1121-1124.

RIZZARDI, D. A., et al. Generalized mixed linear modeling approach to analyze nodulation in common bean inbred lines. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.52, n.12, p.1178-1184, dez. 2017. DOI: 10.1590/S0100-204X2017001200006.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p.1242-1251, 2009.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

SILVA, A. C. et. al. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**, Diamantina, v. 5, n. 2, p. 44-53, 2016. Disponível em:<<http://revistaespinhaco.com/index.php/journal/article/view/133>>. Acesso em: 19 jan. 2022.

SILVA, C. J. B., SILVA, P. L.N. **A mortalidade infantil nos municípios de Pernambuco utilizando Modelo Linear Generalizado Misto**. VII Congresso da Associação Latino Americana de População. XX Encontro Nacional de Estudos Populacionais. Foz do Iguaçu, 17 a 22 de outubro de 2016.

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. **Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual**. 2013. 149 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

TONGWAY, D.; BARNETT, G.; KEARNS, A.; HINDLEY, N. Developing success indicators for minesite rehabilitation. **The Australian Coal Review**, Sidney, v.5, p.56-59, 1998.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; OLIVEIRA NETO, S. N. D.; SOUZA, A. L. D.; CAMPOS, R. A.; SCHETTINI, B. L. S. Análise fitossociológica e valor de importância em carbono para uma Floresta Estacional Semidecidual. **Floresta e Ambiente**, v.24, n.1, p.1-10, 2017.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.J.A.; MARTINEZ, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo, SP. **Conservação da biodiversidade: anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 1992. P.400-406.

APÊNDICE A

Tabela A1 – Valores médios das variáveis avaliadas nas áreas estudadas (continua).

Área	Transecto	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇	X ₈	X ₉	X ₁₀	X ₁₁	X ₁₂	X ₁₃	X ₁₄	X ₁₅
1	1	1450	2,63	12,3	40,1875	20125	2,30	73,905	122,80	16,88	13,93	70,06	0,00	4,5	0,82	11,02
1	2	1450	2,48	9,0	19,1852	16875	2,23	74,425	516,15	14,47	4,75	85,25	0,00	4,5	0,82	11,02
1	3	2000	2,98	11,7	25,9252	20125	2,55	71,565	407,20	23,94	7,00	73,88	0,00	4,5	0,82	11,02
2	1	2000	2,18	8,2	21,4381	35375	2,86	75,4	351,55	17,44	8,00	79,44	2,63	5,1	2,82	6,92
2	2	750	1,96	7,0	5,5527	16375	2,46	78,065	286,70	28,38	0,00	69,31	2,31	5,1	2,82	6,92
2	3	700	1,77	7,7	8,3314	17625	2,14	79,04	144,00	14,06	0,00	85,94	0,00	5,1	2,82	6,92
3	1	14	0,00	5,0	0,1246	250	1,04	32,5	745,85	37,75	57,25	5,00	2,19	6,9	1,62	2,72
3	2	100	0,84	4,5	0,8114	375	1,05	15,6	1687,60	45,63	49,63	5,71	2,25	6,9	1,62	2,72
3	3	81	0,38	4,6	0,5873	1125	1,27	31,33	640,70	47,56	47,06	9,50	1,81	6,9	1,62	2,72
3	4	111	0,00	4,4	0,6123	125	0,56	19,825	799,15	42,94	53,19	2,00	3,38	6,9	1,62	2,72
3	5	278	0,72	5,0	4,2573	1750	1,25	27,95	360,40	37,13	53,00	17,67	8,88	6,9	1,62	2,72
4	1	488	1,83	4,8	3,5682	375	0,67	32,565	3169,25	93,07	12,75	5,33	2,47	6,1	1,49	2,69
4	2	47	0,00	5,5	0,3476	625	0,96	18,265	2731,55	87,19	25,33	5,33	0,31	6,1	1,49	2,69
4	3	343	1,28	5,7	1,9770	500	1,08	48,36	1104,40	71,94	26,57	9,71	0,56	6,1	1,49	2,69
4	4	0	0,00	0,0	0,0000	375	1,04	15,795	5230,30	93,80	8,67	5,86	0,00	6,1	1,49	2,69
4	5	169	0,64	5,8	1,0439	500	1,00	36,335	3549,25	84,27	15,00	11,78	0,67	6,1	1,49	2,69
4	6	0	0,00	0,0	0,0000	125	0,56	0	4286,35	84,38	25,25	5,71	0,50	6,1	1,49	2,69
4	7	59	0,00	5,5	0,3960	500	1,01	0	3650,10	79,27	18,44	7,38	0,27	6,1	1,49	2,69
4	8	128	1,04	4,9	0,3463	625	0,87	18,46	3823,85	91,06	14,40	13,60	0,19	6,1	1,49	2,69
5	1	270	0,50	5,0	1,2294	3375	0,16	54,925	80,20	12,67	37,60	54,63	0,63	6,2	0,75	1,95
5	2	512	0,30	4,8	3,1857	3500	0,88	35,425	132,45	17,57	40,20	46,93	2,94	6,2	0,75	1,95
5	3	244	1,01	4,6	4,1099	2250	1,04	49,855	267,80	19,93	30,13	50,19	1,00	6,2	0,75	1,95
6	1	12	0,00	3,0	0,0318	1125	0,47	8,385	1369,60	72,44	7,50	8,33	18,81	6,4	1,07	2,07

Tabela A1 – Valores médios das variáveis avaliadas nas áreas estudadas (conclusão).

Área	Transecto	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇	X ₈	X ₉	X ₁₀	X ₁₁	X ₁₂	X ₁₃	X ₁₄	X ₁₅
6	2	0	0,00	0,0	0,0000	750	0,96	0	1458,15	79,19	8,33	2,67	13,56	6,4	1,07	2,07
6	3	44	0,00	4,5	0,2085	500	0,00	0	2095,10	86,56	13,69	4,17	0,75	6,4	1,07	2,07
6	4	46	0,64	2,5	0,3739	1375	0,29	0	2433,15	85,00	12,89	4,33	6,94	6,4	1,07	2,07
6	5	0	0,00	0,0	0,0000	0	0,00	0	1874,85	70,69	22,81	2,00	6,25	6,4	1,07	2,07
7	1	0	0,00	0,0	0,0000	1125	1,09	0	1277,65	43,75	24,00	4,71	33,19	6,3	1,05	2,05
7	2	152	0,41	5,4	1,2631	3125	1,57	15,08	1337,85	55,50	11,54	44,83	18,31	6,3	1,05	2,05
7	3	24	0,00	4,5	0,1779	1875	1,45	8,775	2218,95	55,25	17,93	38,20	17,13	6,3	1,05	2,05
7	4	40	0,64	4,5	0,1547	1250	1,50	12,155	1680,40	49,63	33,13	9,25	14,69	6,3	1,05	2,05
7	5	101	0,00	5,0	0,8489	3000	1,68	14,235	869,75	43,94	29,44	18,00	19,88	6,3	1,05	2,05
8	1	0	0,00	0,0	0,0000	875	0,38	0	896,50	29,56	63,31	4,00	6,38	5,4	1,56	3,26
8	2	0	0,00	0,0	0,0000	125	0,56	0	1024,35	26,54	69,13	5,00	12,69	5,4	1,56	3,26
8	3	0	0,00	0,0	0,0000	250	0,67	0	831,15	52,47	40,20	4,33	12,31	5,4	1,56	3,26
8	4	0	0,00	0,0	0,0000	125	0,56	0	2164,85	41,88	44,53	2,00	16,25	5,4	1,56	3,26
8	5	0	0,00	0,0	0	500	1,33	0	1068,80	55,56	42,56	3,50	1,00	5,4	1,56	3,26

em que:

X₁: número de indivíduos no estrato arbóreo, por hectare;

X₂: diversidade pelo Índice de Shannon do estrato arbóreo;

X₃: altura média dos indivíduos no estrato arbóreo, em metros;

X₄: área basal ocupada pelos indivíduos do estrato arbóreo, em metros quadrados por hectare;

X₅: número médio de indivíduos no estrato regenerante, por hectare;

X₆: diversidade pelo Índice de Shannon do estrato regenerante;

X₇: cobertura de dossel média, em porcentagem;

X₈: biomassa, em Kg por hectare;

X₉: cobertura do solo por cobertura verde, em porcentagem;

X₁₀: cobertura do solo por cobertura seca, em porcentagem;

X₁₁: cobertura do solo por serrapilheira, em porcentagem;

X₁₂: cobertura do solo por solo exposto, em porcentagem;

X₁₃: potencial hidrogeniônico do solo;

X₁₄: soma de bases (SB= Ca+Mg+K+Na), em cmolc/dm³;

X₁₅: capacidade de troca catiônica (CTC), em cmolc/dm³.

APÊNDICE B

Tabela B1 - – Notas atribuídas às variáveis, nota da restauração observada e nota da restauração estimada pela equação final ajustada (continua).

Área	Transecto	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	Obs.	Est.
1	1	7,25	8,80	10,00	10,00	5,69	8,04	9,35	10,00	8,33	8,00	8,15	10,00	10,00	2,91	10,00	0,8435	0,8064
1	2	7,25	8,32	7,35	4,77	4,77	7,80	9,42	2,38	9,72	10,00	9,92	10,00	10,00	2,91	10,00	0,7640	0,8076
1	3	10,00	10,00	9,49	6,45	5,69	8,92	9,05	3,02	5,87	9,00	8,60	10,00	10,00	2,91	10,00	0,7933	0,8155
2	1	10,00	7,32	6,63	5,33	10,00	10,00	9,54	3,49	8,06	9,00	9,24	10,00	8,82	10,00	6,28	0,8249	0,7229
2	2	3,75	6,56	5,69	1,38	4,63	8,60	9,88	4,28	4,96	10,00	8,07	10,00	8,82	10,00	6,28	0,6860	0,6939
2	3	3,50	5,94	6,24	2,07	4,98	7,48	10,00	8,53	10,00	10,00	10,00	10,00	8,82	10,00	6,28	0,7590	0,7249
3	1	0,07	0,00	4,06	0,03	0,07	3,64	4,11	1,65	3,73	3,00	0,58	10,00	6,52	5,74	2,47	0,3045	0,2662
3	2	0,50	2,81	3,64	0,20	0,11	3,67	1,97	0,73	3,08	3,00	0,66	10,00	6,52	5,74	2,47	0,3007	0,2641
3	3	0,41	1,26	3,73	0,15	0,32	4,44	3,96	1,92	2,96	4,00	1,11	10,00	6,52	5,74	2,47	0,3265	0,2801
3	4	0,55	0,00	3,59	0,15	0,04	1,96	2,51	1,54	3,28	3,00	0,23	8,00	6,52	5,74	2,47	0,2638	0,2398
3	5	1,39	2,42	4,04	1,06	0,49	4,37	3,54	3,41	3,79	3,00	2,06	8,00	6,52	5,74	2,47	0,3487	0,3024
4	1	2,44	6,15	3,92	0,89	0,11	2,34	4,12	0,39	1,51	9,00	0,62	10,00	7,38	5,28	2,44	0,3772	0,3974
4	2	0,24	0,00	4,47	0,09	0,18	3,36	2,31	0,45	1,61	7,00	0,62	10,00	7,38	5,28	2,44	0,3028	0,3331
4	3	1,72	4,28	4,62	0,49	0,14	3,78	6,12	1,11	1,95	7,00	1,13	10,00	7,38	5,28	2,44	0,3830	0,4172
4	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	3,64	2,00	0,23	1,50	9,00	0,68	10,00	7,38	5,28	2,44	0,2817	0,2923
4	5	0,85	2,13	4,74	0,26	0,14	3,50	4,60	0,35	1,67	8,00	1,37	10,00	7,38	5,28	2,44	0,3513	0,3885
4	6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	1,96	0,00	0,29	1,67	7,00	0,66	10,00	7,38	5,28	2,44	0,2448	0,2710
4	7	0,30	0,00	4,43	0,10	0,14	3,53	0,00	0,34	1,77	8,00	0,86	10,00	7,38	5,28	2,44	0,2971	0,3121
4	8	0,64	3,49	3,96	0,09	0,18	3,04	2,34	0,32	1,54	8,00	1,58	10,00	7,38	5,28	2,44	0,3352	0,3722
5	1	1,35	1,68	4,09	0,31	0,95	0,56	6,95	15,31	11,10	5,00	6,36	10,00	7,26	2,66	1,77	0,5023	0,4708
5	2	2,56	1,02	3,91	0,79	0,99	3,08	4,48	9,27	8,00	5,00	5,46	10,00	7,26	2,66	1,77	0,4417	0,4241
5	3	1,22	3,39	3,75	1,02	0,64	3,64	6,31	4,59	7,05	6,00	5,84	10,00	7,26	2,66	1,77	0,4342	0,4671
6	1	0,06	0,00	2,44	0,01	0,32	1,64	1,06	0,90	1,94	9,00	0,97	5,00	7,03	3,79	1,88	0,2403	0,2772
6	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	3,36	0,00	0,84	1,78	9,00	0,31	6,00	7,03	3,79	1,88	0,2280	0,2349

Tabela B1 - – Notas atribuídas às variáveis, nota da restauração observada e nota da restauração estimada pela equação final ajustada (continua).

Área	Transecto	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	X10	X11	X12	X13	X14	X15	Obs.	Est.
6	3	0,22	0,00	3,61	0,05	0,14	0,00	0,00	0,59	1,62	9,00	0,48	10,00	7,03	3,79	1,88	0,2562	0,2687
6	4	0,23	2,13	2,03	0,09	0,39	1,01	0,00	0,50	1,65	9,00	0,50	8,00	7,03	3,79	1,88	0,2550	0,2727
6	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,65	1,99	7,00	0,23	9,00	7,03	3,79	1,88	0,2105	0,2337
7	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	3,81	0,00	0,96	3,21	7,00	0,55	1,00	7,14	3,72	1,86	0,1972	0,2488
7	2	0,76	1,37	4,39	0,31	0,88	5,49	1,91	0,92	2,53	9,00	5,22	5,00	7,14	3,72	1,86	0,3367	0,3899
7	3	0,12	0,00	3,63	0,04	0,53	5,07	1,11	0,55	2,55	8,00	4,45	5,00	7,14	3,72	1,86	0,2918	0,3519
7	4	0,20	2,13	3,66	0,04	0,35	5,24	1,54	0,73	2,83	6,00	1,08	6,00	7,14	3,72	1,86	0,2835	0,3219
7	5	0,50	0,00	4,05	0,21	0,85	5,87	1,80	1,41	3,20	6,00	2,09	5,00	7,14	3,72	1,86	0,2915	0,3265
8	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	1,33	0,00	1,37	4,76	1,00	0,47	9,00	8,33	5,53	2,96	0,2333	0,3395
8	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	1,96	0,00	1,20	5,30	1,00	0,58	7,00	8,33	5,53	2,96	0,2260	0,3413
8	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	2,34	0,00	1,48	2,68	5,00	0,50	7,00	8,33	5,53	2,96	0,2393	0,3401
8	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	1,96	0,00	0,57	3,36	4,00	0,23	6,00	8,33	5,53	2,96	0,2198	0,3359
8	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	4,65	0,00	1,15	2,53	4,00	0,41	10,00	8,33	5,53	2,96	0,2647	0,3386

em que:

X₁: número de indivíduos no estrato arbóreo, por hectare;

X₂: diversidade pelo Índice de Shannon do estrato arbóreo;

X₃: altura média dos indivíduos no estrato arbóreo, em metros;

X₄: área basal ocupada pelos indivíduos do estrato arbóreo, em metros quadrados por hectare;

X₅: número médio de indivíduos no estrato regenerante, por hectare;

X₆: diversidade pelo Índice de Shannon do estrato regenerante;

X₇: cobertura de dossel média, em porcentagem;

X₈: biomassa, em Kg por hectare;

X₉: cobertura do solo por cobertura verde, em porcentagem;

X₁₀: cobertura do solo por cobertura seca, em porcentagem;

X₁₁: cobertura do solo por serrapilheira, em porcentagem;

X₁₂: cobertura do solo por solo exposto, em porcentagem;

X₁₃: potencial hidrogeniônico do solo;

X₁₄: soma de bases (SB= Ca+Mg+K+Na), em cmolc/dm³;

X₁₅: capacidade de troca catiônica (CTC), em cmolc/dm³.

Obs: nota atribuída observada utilizando as 15 variáveis;

Est: nota estimada utilizando a equação final ajustada.