



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E BIODIVERSIDADE**

INDICADORES EDÁFICOS E BIÓTICOS DE RESTAURAÇÃO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA NO ESTADO DE SERGIPE

FERNANDA CRISTINA AGUIAR MENDONÇA NERY

2023



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E BIODIVERSIDADE**

FERNANDA CRISTINA AGUIAR MENDONÇA NERY

**INDICADORES EDÁFICOS E BIÓTICOS DE RESTAURAÇÃO EM ÁREA DE
MATA ATLÂNTICA NO ESTADO DE SERGIPE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Sergipe, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Agricultura e Biodiversidade, área de concentração em Agricultura e Biodiversidade, para obtenção do título de “Doutora em Ciências”.

Orientador
Prof. Dr. Robério Anastácio Ferreira

Coorientador
Prof. Dr. Airon José da Silva

SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL
2023

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

N456i Nery, Fernanda Cristina Aguiar Mendonça.
Indicadores edáficos e bióticos de restauração em área de Mata Atlântica no Estado de Sergipe / Fernanda Cristina Aguiar Mendonça Nery; orientadora Robério Anastácio Ferreira. – São Cristóvão, SE, 2023. 110 f.; il.

Tese (doutorado em Agricultura e Biodiversidade) – Universidade Federal de Sergipe, 2023.

1. Reflorestamento. 2. Solos florestais. 3. Solos - Degradação. 4. Química do solo. 5. Fertilidade do solo. 6. Indicadores ambientais. 7. Biomas – Mata Atlântica. I. Ferreira, Robério Anastácio, orient. II. Título.

CDU 630*232

FERNANDA CRISTINA AGUIAR MENDONÇA NERY

**INDICADORES EDÁFICOS E BIÓTICOS DE RESTAURAÇÃO EM ÁREA DE
MATA ATLÂNTICA NO ESTADO DE SERGIPE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Sergipe, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Agricultura e Biodiversidade, área de concentração em Agricultura e Biodiversidade, para obtenção do título de “Doutora em Ciências”.

APROVADA em 27 de julho de 2023.

Dr(a). Erica Moraes Santos de Souza (IFS)

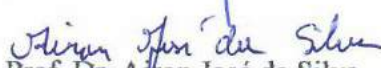
Dr(a). Anderson Nascimento do Vasco (IFS)

Dr(a). Renata Silva-Mann (UFS)

Dr(a). Itamara Bomfim Gois (UFS)



Prof. Dr. Roberio Anastácio Ferreira
(Orientador)



Prof. Dr. Alton José da Silva
(Coorientador)

SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL

*A Deus que me deu força e confiança para
continuar. Aos meus pais e avó que me
permitiram sonhar e realizar. Ao meu esposo
que enfrentou comigo essa luta. Ao meu Dom,
pelo amor incondicional e companhia
inseparável.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente e acima de qualquer outro, a Deus, meu amigão, que foi minha força e minha fortaleza durante esses difíceis quatro anos. Nele estavam minha confiança e pensamento em todos os momentos. Ele me permitiu confiar e não desistir. Ele me levantou quando eu não mais tinha força. A Ti, Senhor, toda minha fé e gratidão.

Agradeço à minha vó Augusta Mendonça que foi meu maior exemplo e minha maior incentivadora. Ela me ensinou a lutar, estudar, nunca desistir e acima de tudo, ter fé.

Agradeço aos meus pais Dayse e Fernando Mendonça por serem meu porto seguro, por me encorajarem, por estarem sempre dispostos a me dar colo e me tirar boas risadas. Agradeço por me permitirem estudar, por terem sacrificado suas vidas pelo meu bem-estar e meu futuro. Eu não poderia ter melhores pais. Essa conquista é por vocês e para vocês.

Agradeço ao meu irmão Felipe Mendonça por sempre torcer por mim, por acreditar em mim e por cuidar de nossos pais enquanto estou ausente.

Agradeço ao meu esposo Macclarck Nery pelo amor, companhia e paciência nesses quatro anos tão difíceis. Lutamos essa batalha juntos, seguramos a mão um do outro, e estamos sobrevivendo a dois doutorados que trouxeram bastante dificuldades, mas reafirmaram nosso amor e a importância de termos um ao outro como apoio e suporte.

Agradeço ao meu Dom pelo amor incondicional, por me trazer alegria no olhar, por estar ao meu lado em cada linha escrita nesta tese, por me fazer sorrir mesmo em meio ao choro. Agradeço pelos passeios que me acalentavam a alma, me acalmavam e abriam a minha mente. Não teria conseguido sem você.

Agradeço à grande Zoé por ser amorosa, paciente, obediente e protetora. Por cuidar dos meus pais e irmão quando eu estou tão longe para fazer isso.

Agradeço a todos meus familiares, avós, tios e primos por torcerem, cuidarem e confiarem em mim.

Agradeço a minha quase vó Lindinalva Nery e minha tia do coração Neuilly Nery por me receberem com o maior amor do mundo, por sempre estarem preocupadas comigo, com meu doutorado e com minha saúde mental. Por serem mulheres fortes que me ensinam todos os dias como ter uma vida mais leve.

Agradeço à Universidade Federal de Sergipe e ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Biodiversidade (PPGAGRI) pela estrutura e suporte para o desenvolvimento dessa tese e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa de doutorado.

Agradeço ao meu orientador Prof. Robério Anastácio Ferreira que aceitou me orientar sem ao menos me conhecer, confiou em mim e me permitiu trabalhar com o que eu amo. Desejo que os resultados desse trabalho sejam parte da realização de um sonho e motivo de orgulho para o senhor.

Agradeço ao Prof. Dr. Airon José da Silva pela coorientação, pela generosidade, por estar sempre disposto a ajudar e contribuir e por ter me acolhido muitas vezes durante esses quatro anos de doutorado.

Agradeço à Profa. Dr. Renata Mann pela disposição em me ajudar, por ter me auxiliado quando eu mais precisei e por ter contribuído fundamentalmente na conclusão desse trabalho.

Agradeço à Coordenação do PPGAGRI nas pessoas dos professores Dr. Leandro Bacci e Dr. Arie Blank pelo apoio, auxílio e compreensão de todos os problemas que passei durante o doutorado.

Agradeço à Secretaria do PPGAGRI nas pessoas dos secretários Lucas e Jéssika Fontes que muito me ajudaram na resolução de pendências burocráticas, por sempre estarem disponíveis e fazerem tudo o possível para ajudar.

Agradeço à banca examinadora da minha tese, Dr. Anderson do Vasco, Dra. Érica Moraes e Dra. Itamara Bomfim Gois pelas valiosas orientações e colocações.

Agradeço à Votorantim Cimentos pela colaboração com os trabalhos realizados na área para estudo, em especial aos queridos Andrea e Renato que me deram todo o apoio que estava aos seus alcances para que a realização desse trabalho fosse possível.

Agradeço, em especial, à Maria Fernanda Torres por ter sido minha amiga, confidente, parceira de campo, muitas vezes “orientadora” e *coach* motivacional. Minha eterna gratidão. Agradeço pelas discussões engrandecedoras, pelos conselhos e pelas risadas mesmo nas situações difíceis. Você merece o mundo de coisas boas e mais um pouco.

Agradeço aos meus amigos Suzanne Santos e Urban Matos por serem os melhores amigos para uma noite de conversa, por me animarem, me ouvirem e serem minha válvula de escape, especialmente nos momentos de maior tensão.

Agradeço aos colegas Naine, Flansua e Swamy por sempre estarem dispostos a me ajudar e por dividirem comigo vários momentos durante esses quatro anos. E a todos os rapazes do viveiro que sempre estiveram dispostos a me ajudar com as ferramentas e material necessários para o desenvolvimento desta tese.

Agradeço a todos os professores dos Ensinos Fundamental, Médio, Superior e de Pós-Graduação que passaram pela minha formação. Alguns em especial, que me incentivaram, me ajudaram, dedicaram seu tempo, que torcem por mim e me ensinaram muito mais que conteúdos.

Agradeço a cada pessoa que em algum momento contribuiu para a realização deste trabalho, que orou, que torceu, que ajudou, que acreditou em mim, meu muito obrigada.

BIOGRAFIA

Fernanda Cristina Aguiar Mendonça Nery nasceu em Belém do Pará, Brasil. É Engenheira Agrônoma formada na Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA). Durante a graduação atuou principalmente nas áreas de conservação da biodiversidade para o Museu Paraense Emílio Goeldi e recuperação de áreas degradadas na Empresa Vale, localizada na Floresta Nacional de Carajás, ambas no bioma Floresta Amazônica. É especialista em Gestão Ambiental e mestre em Ciência e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Pará.

Pós-graduação atuou concomitantemente como consultora técnica agrícola e ambiental a pequenos e médios produtores e empresas; professora visitante do Instituto Tecnológico de Estudos Profissionais da Amazônia (ITEPAM); e instrutora do Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR), até ser aprovada em concurso público para Analista Ambiental Agrônomo do município de Ipixuna do Pará, onde trabalhou até a mudança para Aracaju, Sergipe.

Tem experiência na área de Recursos Naturais e Gestão Ambiental, com ênfase em Conservação da Natureza e Licenciamento Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: Meio Ambiente, Conservação do Solo, Recuperação de Área Degradada e Licenciamento Ambiental.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS	iv
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. O bioma Mata Atlântica e sua fragmentação ao longo dos anos	4
2.2. A restauração florestal	5
2.3. Indicadores de restauração	7
2.4. Solos na restauração florestal	9
2.5. Indicadores químicos do solo	10
2.6. Indicadores bióticos de vegetação	13
2.7. Uso de sensoriamento remoto no monitoramento da restauração florestal.....	16
2.8. Uso de índices obtidos por geoprocessamento como indicadores ecológicos de restauração	17
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20
4. ARTIGO 1: FERTILIDADE DO SOLO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO, APÓS 16 ANOS	34
Resumo	34
4.1. Introdução	35
4.2. Material e Métodos	38
4.3. Resultados e Discussão	41
4.3.1. Fertilidade do solo ao longo do tempo.....	41
4.3.2. Fertilidade do solo em diferentes usos do solo.....	45
4.4. Referências Bibliográficas	52
5. ARTIGO 2: INDICADORES EDÁFICOS E BIÓTICOS DE RESTAURAÇÃO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA, APÓS 17 ANOS DE IMPLANTAÇÃO	57
Resumo	57
5.1. Introdução	58
5.2. Material e Métodos	60
5.2.1. Área de estudo	60
5.2.2. Levantamento bibliométrico.....	62
5.2.3. Indicadores bióticos de vegetação	62
5.2.4. Atributos de fertilidade do solo	63
5.2.5. Análises dos dados de geoprocessamento	64
5.3. Resultados e Discussão	65
5.3.1. Revisão bibliométrica.....	65
5.3.2. Indicadores bióticos de vegetação	67
5.3.3. Atributos de fertilidade do solo	70
5.3.4. Análise de dados de geoprocessamento	72
5.4. Conclusões.....	81
5.5. Referências Bibliográficas	82
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
ANEXOS.....	92

LISTA DE FIGURAS

REFERENCIAL TEÓRICO

Figura		Página
1	Cobertura do bioma Mata Atlântica no território brasileiro.	4
2	Fragmentos remanescentes de Mata Atlântica no estado de Sergipe.	5
3	Localização das 967 áreas de estudos de restauração obtidos para o bioma Mata Atlântica.....	7
4	Nuvem de palavras referente aos campos científicos mais abordados nos últimos 20 anos em trabalhos acadêmicos para Indicadores de Restauração da Mata Atlântica.....	8
5	Área do Projeto de Compensação Ambiental da Votorantim Cimentos (2014), Laranjeiras - SE	15
6	Fotos aéreas da área de estudo retiradas no ano de 2022.....	16

ARTIGO 1

Figura		Página
1	Localização geográfica da área de estudo no município de Laranjeiras, Sergipe	38
2	Análise de agrupamento hierárquico para as cinco subáreas estudadas: Ombro (O), Meia Encosta (ME), Sopé (S), Área Agrícola (AA) e Ecossistema de Referência (ER).	49
3	Análise de componentes principais para as cinco subáreas estudadas: Ombro (O), Meia Encosta (ME), Sopé (S), Área Agrícola (AA) e Ecossistema de Referência (ER), e para os atributos: pH, Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Nitrogênio Total (N), Alumínio (Al), Capacidade Efetiva de Troca Catiônica (T), Soma de Base (SB), Matéria Orgânica (MO), Carbono (C), Carbono/Nitrogênio (C/N) e Porcentagem de Sódio Trocável (PST).....	50
4	Análise de correlação dos dados para os seguintes atributos: pH, Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Nitrogênio Total (N), Alumínio (Al), Capacidade Efetiva de Troca Catiônica (T), Soma de Base (SB), Matéria Orgânica (MO), Carbono (C), Carbono/Nitrogênio (C/N) e Porcentagem de Sódio Trocável (PST).....	51

ARTIGO 2

Figura		Página
1	Fluxograma metodológico	60
2	Localização geográfica da área de estudo e do ecossistema de referência no município de Laranjeiras, Sergipe, Brasil.....	61
3	Dados de fertilidade do solo para os anos de 2005, 2014 e 2021, comparados com os valores de referência obtidos a partir de análise realizada no ecossistema de referência.....	72
4	Fotos aéreas da área de estudo retiradas no ano de 2022. (A) Vista área do dossel. (B) Vista da clareira deixada pela derrubada ilegal de árvores por locais.	74
5	(A) Dados temporais de GPP (kg/m^2) para os anos de 2005 a 2022. (B) Dados temporais de NPP (kg/m^2) para os anos de 2005 a 2022. (C) Dados temporais de Biomassa Seca (kg/m^2) para os anos de 2005 a 2022.	75

6	Dados de precipitação (mm) em relação os valores médios máximos de NDVI para a área, nos anos de 2005 a 2022.....	77
7	Mapas temporais de NDVI para a área experimental para os anos de 2004, anterior à implantação do projeto de restauração, para o ano de 2022, a média entre os dois anos e a tendência apresentada para a área.....	78
8	Correlação linear de Pearson para os atributos Anos, NDVI, GPP, NPP, Biomassa Seca e Precipitação. Correlações significativas, $p < 0,05$, estão encaixotados.	79
9	(A) Análise de componentes principais para os atributos: Precipitação (Precip), NDVI, GPP, NPP e Biomassa Seca (DryB) entre o período de 2005 e 2022. (B) Porcentagem de explicação dos Componentes Principais. (C) Correlação dos atributos avaliados com o Componente Principal 1, componente que mais explica a variabilidade dos dados.....	80

LISTA DE TABELAS

REFERENCIAL TEÓRICO

Tabela	Página
1 Relação das espécies arbóreas utilizadas na implantação do projeto de restauração em área de Mata Atlântica no município de Laranjeiras, Sergipe, Brasil.....	13

ARTIGO 1

Tabela	Página
1 Lista das espécies arbóreas utilizadas no Projeto de Restauração da Mata Atlântica em 2005.....	39
2 Caracterização física do solo para as cinco subáreas de estudo	40
3 Médias dos atributos químicos dos solos ao longo dos anos para as feições topográficas Ombro (O), Meia Encosta (ME) e Sopé (S).....	42
4 Análise de variância e média para atributos químicos do solo nas áreas estudadas	47

ARTIGO 2

Tabela	Página
1 Relação das espécies arbóreas utilizadas na implantação do projeto de restauração em área de Mata Atlântica, Laranjeiras, Sergipe, Brasil.....	61
2 Lista de trabalhos de monitoramento encontrados para a área de Mata Atlântica em processo de restauração em Laranjeiras, Sergipe, Brasil.....	66
3 Análises fitossociológicas da área de reflorestamento da Cimesa, localizada em Laranjeiras, Sergipe, Brasil.....	69
4 Porcentagem de cobertura do solo ao longo dos anos para a área de estudo, localizada em Laranjeiras, Sergipe, Brasil.....	73

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ACP	Análise de Componentes Principais
ANR	<i>Assisted Natural Regeneration</i> (Regeneração Natural Assistida)
APAR	<i>Absorbed Photosynthetically Active Radiation</i>
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
FLONA	Floresta Nacional
GEE	<i>Google Earth Engine</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas)
GPP	<i>Gross Primary Production</i> (Produção Primária Bruta)
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i> (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)
NPP	<i>Net Primary Production</i> (Produção Primária Líquida)
PIB	Produto Interno Bruto
Ra	Respiração Autotrófica
RBMA	Reserva da Biosfera da Mata Atlântica
UFS	Universidade Federal de Sergipe
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UNR	<i>Unassisted Natural Regeneration</i> (Regeneração Natural não Assistida)
USGS	United States Geological Survey

RESUMO

NERY, Fernanda Cristina Aguiar Mendonça. Indicadores edáficos e bióticos de restauração em área de Mata Atlântica no estado de Sergipe. São Cristóvão: UFS, 2023. 93 p. (Tese – Doutorado em Agricultura e Biodiversidade). *

A restauração florestal é importante na recuperação de áreas degradadas e pode contribuir com a biodiversidade de um ecossistema natural. Este estudo aborda a restauração florestal em uma área de Mata Atlântica, um ecossistema de grande importância global que está altamente fragmentado e explorado no Brasil. A pesquisa enfoca na fase de avaliação e monitoramento do processo de restauração, que é essencial para compreender o progresso alcançado. O objetivo do estudo é apresentar indicadores bióticos e edáficos de uma área em processo de restauração há 17 anos e estabelecer valores de referência para esses indicadores. Essa abordagem visa superar desafios como a obtenção de indicadores simples e efetivos, a falta de valores de referência para avaliação e a dificuldade de monitoramento a longo prazo e em larga escala. Neste estudo foram analisadas três áreas distintas: uma área em processo de restauração pertencente à empresa Votorantim Cimentos - S.A. no município de Laranjeiras/SE, um ecossistema de referência, a FLONA do Ibura, e uma área agrícola de canavial. O objetivo foi avaliar os atributos edáficos ao longo dos anos de restauração, considerando diferentes posições na paisagem e usos do solo. Após 17 anos, a fertilidade do solo ainda não alcançou níveis semelhantes aos encontrados no ecossistema de referência, sendo a topografia um fator importante na influência dos atributos químicos do solo. Além disso, foram avaliados os atributos bióticos da vegetação, utilizando análises *in situ* e ferramentas de geoprocessamento. Foram realizadas análises fitossociológicas, índices de diversidade e equidade de espécies, acúmulo de carbono e biomassa, bem como análises de Produtividade Primária Bruta, Produtividade Primária Líquida, Biomassa Seca e Índice de Vegetação por Diferença Normalizada. A área está em pleno processo de restauração, com cobertura vegetal densa e dossel fechado, embora com baixa diversidade e equidade de espécies. Houve na área restaurada recuperação de vários serviços ecossistêmicos, como proteção do solo, acúmulo de biomassa e armazenamento de carbono. Os resultados apresentados contribuem para os estudos em restauração florestal, estabelecendo valores de referência para o ecossistema regional e auxiliando na tomada de decisões para projetos atuais e futuros.

Palavras-chave: *Hotspots*, Recuperação de Área Degradada, Degradação Ambiental, Solos, refletância da vegetação, Florestas nativas.

* Comitê Orientador: Prof. Dr. Robério Anastácio Ferreira – UFS (Orientador), Prof. Dr. Airon José da Silva - UFS (Coorientador).

ABSTRACT

Nery, Fernanda Cristina Aguiar Mendonça. **Edaphic and biotic restoration indicators in an Atlantic Forest area in the State of Sergipe**. São Cristóvão: UFS, 2023. 93 p. (Thesis - Doctor of Science in Agriculture and Biodiversity). *

This study addresses forest restoration in an area of the Atlantic Forest, a globally important ecosystem that is highly fragmented and exploited in Brazil. This paper focuses on the evaluation and monitoring phase of the restoration process, which is essential for understanding the progress achieved. The objective of the study is to present biotic and edaphic indicators of an area 17 years after implementation of forest restoration and to establish reference values for these indicators. The aim of this approach is to respond to challenges such as obtaining simple and effective indicators and dealing with the lack of reference values for evaluation and the difficulty of long-term and large-scale monitoring. Three distinct areas were analyzed in this study: a forest restoration area owned by Votorantim Cimentos - S.A. (CIMESA) in the municipality of Laranjeiras, SE; a reference ecosystem, FLONA do Ibura; and an agricultural area growing sugarcane. The goal was to evaluate edaphic properties over the years of restoration, considering different positions in the landscape and land uses. At 17 years after implementation of restoration efforts, soil fertility has not yet reached levels similar to those found in the reference ecosystem; topography has proven to be an important factor affecting soil chemical properties. Additionally, the biotic properties of the vegetation were evaluated using in situ analysis and geoprocessing tools. Phytosociological analyses were carried out, and determinations were made of the diversity and equity indices of species, carbon and biomass accumulation, Gross Primary Productivity (GPP), Net Primary Productivity (NPP), Dry Biomass, and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). The area is in a full restoration process, with dense vegetation cover and a closed canopy, albeit with low species diversity and equitability. The restored area has recovered several ecosystem services, such as soil protection, biomass accumulation, and carbon storage. The results obtained contribute to forest restoration studies, establishing reference values for the regional ecosystem and assisting decision making for current and future projects.

Keywords: hotspots, degraded area recovery, environmental degradation, soils, vegetation reflectance, native forests

* Guidance Committee: Prof. Dr. Robério Anastácio Ferreira – UFS (Advisor), Prof. Dr. Airon José da Silva - UFS (Adjunct advisor).

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é uma das florestas de maior biodiversidade do planeta, contendo alto índice de endemismo (Gomes-da-Silva; Forzza, 2021; Souza *et al.*, 2021). Florestas tropicais, como a Mata Atlântica, estão sujeitas a vários impactos antropogênicos, como desmatamento, fragmentação e corte seletivo (Malhi *et al.*, 2014, Silveira *et al.*, 2022). Quando isto acontece, a produtividade da floresta e as funções do ecossistema também são afetadas e, em última análise, a capacidade do ecossistema de se recuperar após perturbação (Chazdon, 2015; Pinho *et al.*, 2018; Toledo *et al.*, 2018). Esse histórico de impactos ambientais, causados principalmente pela ampla mudança no uso da terra (Marcilio-Silva *et al.*, 2018; Romanelli *et al.*, 2022), faz desse bioma um dos *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados (Rezende *et al.*, 2018).

A Mata Atlântica originalmente cobria 1.345.300 km² em três países, 92% da área total no Brasil e os 8% restantes no Paraguai e Argentina. Da cobertura original, restam apenas 12,4%, cobrindo aproximadamente 17% do território brasileiro, de Nordeste a Sudeste do Brasil (Santana *et al.*, 2020). Nesse remanescente residem mais de 150 milhões de habitantes e é onde se concentram 70% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional. Dela dependem serviços essenciais como abastecimento de água, regulação do clima, agricultura, pesca, energia elétrica e turismo (SOS Mata Atlântica, 2019).

A área de Mata Atlântica no Brasil, coberta por vegetação nativa, é de 27,3%, incluindo florestas primárias e secundárias (MapBiomias, 2020). Esse remanescente é composto, em sua maioria, por pequenos fragmentos florestais, de até 50 ha (Scarano; Ceotto, 2015), circundados por matrizes antrópicas, como pastagens e áreas agrícolas (Joly *et al.*, 2014). Essa fragmentação afeta qualitativa e quantitativamente a estrutura da floresta devido ao isolamento, perda de habitat e efeitos de borda (Pfeifer *et al.*, 2017), tornando a paisagem desse bioma bastante heterogênea (Cirne-Silva *et al.*, 2020).

Nesse contexto, o estabelecimento da restauração florestal se dá a partir da necessidade de mitigação dos impactos ambientais gerados pelas atividades humanas (Li *et al.*, 2017). Todavia, dentre os principais problemas do estudo da restauração, estão a dificuldade em se obter valores de referências para definir metas e mensurar o sucesso da restauração (White; Walker, 1997), em estabelecer indicadores eficientes e de fácil utilização; e em monitorar grandes áreas e em longo prazo (Viani *et al.*, 2017). Tem sido recomendado o estudo histórico de condições pré-restauração e um mínimo de 10 anos de monitoramento pós-restauração (Kondolf; Micheli, 1995). No entanto, apenas 16% dos projetos monitoram trajetórias com dados de pré-restauração e apenas 13% incluíram dados de mais de seis anos de monitoramento pós-restauração (Gonzalez *et al.*, 2015).

A riqueza de espécies arbóreas, cobertura do dossel, altura de indivíduos plantados ou em regeneração, área basal e densidade de árvores são alguns exemplos de indicadores bióticos usados para monitorar a diversidade, estrutura e função em áreas de restauração (LONDE *et al.*, 2020). Indicadores de qualidade do solo também são fundamentais para a compreensão e o gerenciamento dos ecossistemas. Apesar das evidências sobre a importância do solo para a prestação de serviços locais e globais do ecossistema, como regulação da água e sequestro de carbono, o solo continua sendo um sistema pouco investigado e prejudicado do meio ambiente (Mendes *et al.*, 2019). Poucos estudos abordam a questão dos solos nos projetos de restauração (Guerra *et al.*, 2020). Em outros estudos cita-se que 59% dos estudos sobre restauração na Mata Atlântica não consideram nenhum indicador de solo (Mendes *et al.*, 2019).

Ferramentas geoespaciais também têm sido reconhecidas como uma estratégia eficiente para monitorar e interpretar o uso e ocupação do solo e desenvolver planos de gestão e conservação ambiental mais eficientes (Wu *et al.*, 2019; Hurskainen *et al.*, 2019; Sousa; Davis, 2020). Essas ferramentas são particularmente úteis em projetos de reflorestamento e recuperação em longo prazo. No entanto, os resultados devem ser combinados com o uso de indicadores biológicos para inferir a evolução da estrutura vertical e horizontal das florestas e orientar estratégias para alcançar eventos sucessionais nos projetos. Combinar ferramentas geoespaciais

e indicadores biológicos pode melhorar o monitoramento e a avaliação dos esforços de restauração e garantir o sucesso dos projetos deste tipo.

A avaliação e o monitoramento contínuos das áreas são necessários para entender a dinâmica temporal das áreas e avaliar o sucesso do projeto de restauração ao longo do tempo (Viani *et al.*, 2017). Essas avaliações podem fornecer informações sobre as mudanças na paisagem temporal e nos componentes ambientais e determinar se o projeto de restauração foi eficaz em atingir seus objetivos. O uso desses indicadores bióticos e edáficos pode ajudar a identificar falhas e a tomar acertadas decisões sobre intervenções, possibilitando a conservação dos recursos naturais, a sustentabilidade e a manutenção da biodiversidade.

A área de estudo em que foi realizada esta tese conta com aproximadamente 46 hectares e constitui parte de um projeto de compensação ambiental, realizado no ano de 2005 pela Empresa Votorantim Cimentos – S.A. (CIMESA), na Fazenda Brandão, em parceria com a Universidade Federal de Sergipe (UFS) que teve como objetivo a implantação de um projeto de restauração florestal na área de Reserva Legal da empresa. Anteriormente à implantação do projeto, a área era ocupada pelo cultivo convencional de cana-de-açúcar.

No início do projeto foram realizadas a identificação e mapeamento das áreas quanto aos parâmetros físicos, químicos e formas de vegetação, além da identificação das glebas levando-se em consideração os níveis de pedregosidade, relevo, tipos de solo e declividade, quando foram identificadas as topossequências mais representativas na área. Foram realizadas também a caracterização e descrição morfológica de perfis do solo, granulometria e coleta de amostras deformadas de solo para análises químicas.

Então, foi realizado plantio heterogêneo de 34 espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos provenientes de remanescentes de Mata Atlântica do estado de Sergipe, quando foram plantadas cerca de 1.111 mudas/ha em espaçamentos de 3x3, provenientes do Viveiro Florestal nas dependências do curso de Engenharia Florestal da UFS.

Após 17 anos também é visível o incremento de cobertura do solo, de biodiversidade na área e reestabelecimento da drenagem hídrica existente no sopé da área (ANEXO I). Assim, atesta-se a eficiência do projeto de restauração para a localidade e a recuperação do provimento de alguns dos serviços ecossistêmicos focos dos programas de restauração, como habitat animal, cobertura do solo, preservação de redes hídricas e outros.

Contudo lacunas sobre aspectos de indicadores bióticos e edáficos ainda precisam ser analisados. Salienta-se que diante do cenário de fragmentação da floresta de Mata Atlântica, a obtenção dessas informações pode auxiliar no cumprimento da meta nacional de restauração de 12 milhões de hectares até 2030 estabelecidas pelo Plano Nacional para a recuperação da vegetação nativa, pois facilita a tomada de decisão e orienta futuros projetos de restauração para o bioma no estado de Sergipe.

Nesse contexto, esta tese surge com objetivo de avaliar indicadores bióticos e edáficos de área de Mata Atlântica em processo de restauração florestal após 17 anos, visando preencher lacunas de conhecimento para a área de estudo. Buscou-se obter valores de referência para definir metas e mensurar o sucesso da restauração, estabelecer indicadores eficientes e de fácil utilização e seguir na execução da fase de monitoramento e avaliação dos projetos.

Para alcançar este objetivo, no Artigo I são apresentados valores de referência para a fertilidade do solo a partir de análises realizadas no ecossistema de referência; responde quais atributos são mais ou menos influenciados pelos anos de restauração florestal e pela posição deste na paisagem topográfica; apresenta valores de indicadores de fertilidade do solo de três diferentes áreas: área reflorestada há 16 anos; área agrícola com uso semelhante ao da área pré-implantação da restauração e ecossistema de referência. Para isso foram realizadas análises de fertilidade completa para todas as áreas estudadas, bem como incluídos dados de fertilidade de solo de anos anteriores para a área de estudo.

No artigo II foram avaliados os indicadores edáficos de fertilidade do solo ao longo dos anos e os índices de vegetação, como frequência absoluta e relativa; densidade absoluta e relativa; dominância absoluta e relativa; valor de importância, índice de diversidade florística de Shannon

(H'), índice de equidade das espécies (J'), biomassa e carbono vegetais; cobertura do solo e Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*-NDVI). Esses índices foram obtidos *in situ* e a partir de ferramentas de georreferenciamento.

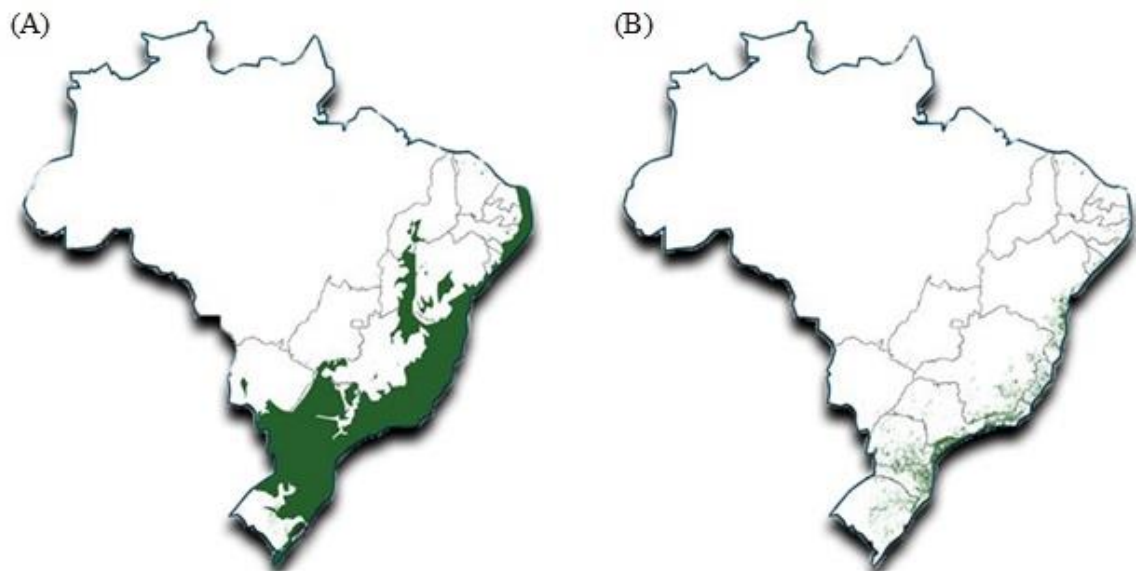
Os resultados desta tese podem contribuir em estudos por cientistas, ambientalistas e tomadores de decisão no planejamento de ações de restauração florestal e no monitoramento de projetos implantados.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O bioma Mata Atlântica e sua fragmentação ao longo dos anos

Apesar de cobrir apenas 0,8% da área total da superfície da Terra, mais de 5% das espécies de vertebrados do mundo foram catalogadas no ecossistema Mata Atlântica (Pinto *et al.*, 2012). A riqueza de espécies vegetais também é elevada, com mais de 20.000 espécies, das quais 8.000 são endêmicas (Pinto *et al.*, 2012; SOS Mata Atlântica, INPE, 2018).

Por suas características ambientais e sociais, esse ecossistema foi reconhecido pela Unesco como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA) e é considerado um *hotspot* mundial, sendo prioritário para a conservação da biodiversidade por ser uma das regiões de maior diversidade biológica, deter elevada taxa de endemismo e apresentar altos níveis de ameaça às espécies (Tambosi *et al.*, 2013). É a primeira reserva da biosfera brasileira a ser criada e tem como objetivo proteger os remanescentes da Mata Atlântica (Yoshida; Uieda, 2014), que representam apenas 12,4% da área original (SOS Mata Atlântica, 2022) (FIGURA 1). A desordenada conversão da vegetação nativa para agricultura, pecuária, silvicultura e construção civil, desde a colonização pelos europeus no século XVI, ocasionou elevada fragmentação de habitats e paisagens, acarretando em grave pressão sobre a biodiversidade presente na Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2009).



(A). Cobertura original na Mata Atlântica brasileira.

(B). Cobertura atual composta pelo remanescente de 12,4% da cobertura original.

FIGURA 1. Cobertura do bioma Mata Atlântica no território brasileiro.

Fonte: Atlas Mata Atlântica. Relatório Anual 2022 (SOS Mata Atlântica, 2022).

Processos de desmatamento e degradação florestal representam uma ameaça para a biodiversidade e a prestação de serviços ecossistêmicos (FAO, 2015), e resultam em 0,9 bilhões de hectares de cobertura de dossel degradados em todo o mundo (Bastin *et al.*, 2019). A restauração florestal pode potencialmente reverter a degradação ambiental (Reij; Garrity, 2016) e melhorar o bem-estar humano (de Souza *et al.*, 2016; Sansevero *et al.*, 2016; Shimamoto *et al.*, 2018).

Todavia, é importante ressaltar que apesar do alto potencial para aumentar a cobertura florestal e os serviços ecossistêmicos associados por meio de sucessão secundária ou dos processos de restauração, as florestas primárias devem ser conservadas e mantidas, especialmente

em paisagens fragmentadas (Teixeira *et al.*, 2020). Isso é importante não apenas devido ao valor histórico e cultural das florestas primárias (Garnett *et al.*, 2018), mas também porque elas podem servir como fonte de propágulo (Robinson *et al.*, 2015; Sloan *et al.*, 2016) e fornecer serviços ecossistêmicos que não podem ser alcançados mesmo após décadas de sucessão (Watson *et al.*, 2018).

No estado de Sergipe, o ecossistema da região da Mata Atlântica envolve 5.750 km² do estado, ocupando, originalmente, toda faixa litorânea. Todavia, após mais de 500 anos de ocupação, o bioma encontra-se bastante fragmentado (FIGURA 2), restando poucos corredores ao longo da extensão litorânea do estado, ocupando cerca de 40 km² de área do território sergipano, com formações de diferentes ecossistemas que correspondem a uma área de mata de 7,47% do original, com 2.775 fragmentos e sendo o município de Santa Luzia do Itanhhy com o maior remanescente (897,26 ha) (Jesus *et al.*, 2014). Esses corredores incluem associações de praias e dunas, com ocorrência das formações florestais perenifólias latifoliadas hidrófilas costeiras (floresta costeira), que ocorrem sob a forma de pequenas manchas e vegetação preservada nos topos das colinas mais elevadas ou nas encostas que apresentam declividades acentuadas (RBMA, 2008). A Mata Atlântica sergipana possui espécies de plantas raras, muitas endêmicas, e é o primeiro e maior bloco de florestas do estado (RBMA, 2018).

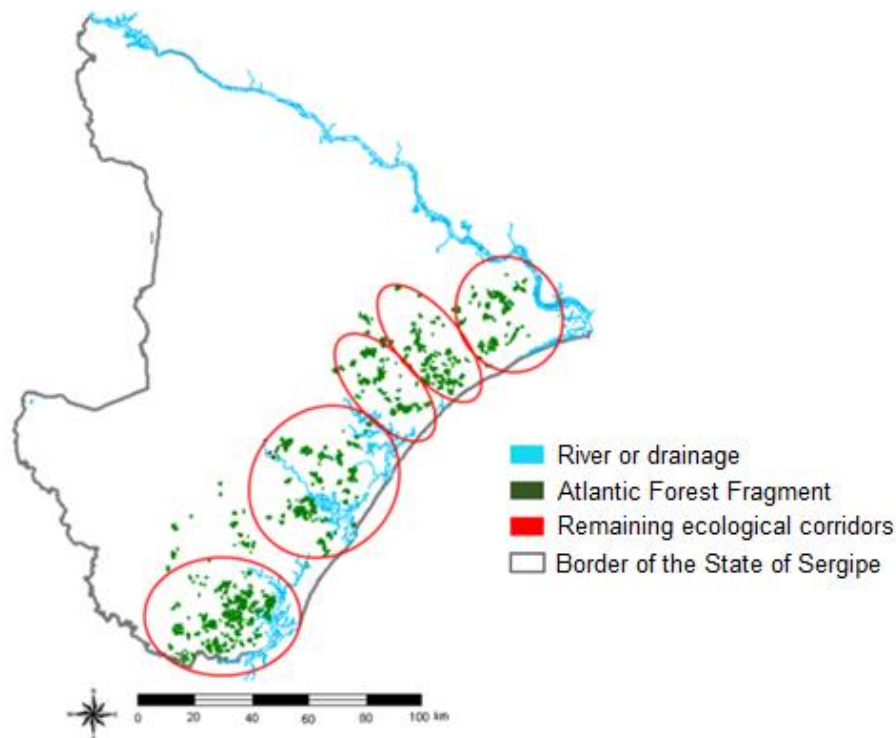


FIGURA 2. Fragmentos remanescentes de Mata Atlântica no estado de Sergipe.
Fonte: Adaptação de Santos *et al.* (2013).

2.2 A restauração florestal

A Sociedade Internacional define Restauração Ecológica (<https://www.sobrestauracao.org/gestao-atual>) como: “[...] uma atividade deliberada que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação à sua saúde, integridade e sustentabilidade, que requer restauração porque foi degradado, danificado, transformado ou totalmente destruído como um resultado direto ou indireto das atividades humanas [...] (Winterhalder *et al.*, 2004)”. Surgiu a partir da Ecologia da Restauração, uma ciência ampla que abrange todos os ecossistemas naturais, todavia,

quando se trata de restauração ecológica de ecossistemas florestais, é usual utilizar-se o termo Restauração Florestal (Brancalion *et al.*, 2015).

O estabelecimento da restauração florestal ocorreu a partir da necessidade de mitigação dos impactos ambientais gerados pelas atividades humanas, e do aumento dos projetos de restauração em todo o mundo (Li *et al.*, 2017). Nos anos noventa, houve um aumento significativo no número de trabalhos de pesquisa devido à gradual expansão dessa ciência como área de conhecimento e pesquisa (Oliveira; Engel, 2017; Wortley *et al.*, 2013).

A expansão dos trabalhos e técnicas utilizadas nas iniciativas de restauração e as sucessivas avaliações do que foi feito no passado tornaram possível corrigir e adaptar os métodos para favorecer o restabelecimento do ecossistema funcional em áreas degradadas (Rodrigues *et al.*, 2009).

No estudo da restauração florestal, áreas, originalmente de florestas nativas, que sofreram interferências ou impactos de alta intensidade a ponto de perderem sua capacidade de resiliência são consideradas áreas degradadas (Martins *et al.*, 2014). Essas áreas apresentam limitações no recrutamento de espécies, não apresentam predisposição para a autorrecuperação e não apresentam um nível significativo de resiliência local, tornando a regeneração natural inviável. Nesses casos, se fazem necessárias intervenções com estratégias que auxiliem no processo restaurativo, evidenciando a necessidade do uso da restauração ativa (Martins *et al.*, 2014).

Nesse contexto, um dos objetivos das técnicas de restauração florestal é o aproveitamento do potencial de resiliência (autorregeneração) das áreas a serem recuperadas e do uso da máxima quantidade e diversidade de material vegetal (propágulos e restos vegetais), característico do ecossistema de referência pré-degradação (Rodrigues *et al.*, 2010).

No Brasil, uma meta nacional de restauração de 12 milhões de hectares até 2030 foi estabelecida pelo Plano Nacional para a recuperação da vegetação nativa. Diante deste imenso desafio de restauração em larga escala no Brasil, há uma demanda urgente por informações que ajudarão os tomadores de decisão a empreender projetos de restauração nos próximos anos (Guerra *et al.*, 2020).

Para o alcance de tal meta, a etapa de avaliação e monitoramento das estratégias de restauração é considerada fundamental para a avaliação do sucesso ou insucesso dos projetos, pois é nessa etapa que há a necessidade de repensar a restauração, analisar continuamente como a área degradada está reagindo aos tratamentos que lhe foram impostos, e se o objetivo da restauração ecológica está sendo alcançado (Brancalion *et al.*, 2015).

O monitoramento da restauração florestal tem sido historicamente dependente dos métodos tradicionais de inventário, com base em informações detalhadas obtidas de parcelas de campo. Todavia, são necessários novos paradigmas para a obtenção de êxito na restauração, de forma que este, seja um processo transformador em larga escala e duradouro (Almeida *et al.*, 2020).

Dentre os principais problemas dessa etapa da restauração, estão a dificuldade em se obter valores de referência para definir metas e mensurar o sucesso da restauração, estabelecer indicadores eficientes e de fácil utilização; e de monitorar grandes áreas e em longo prazo (Viani *et al.*, 2017). Felizmente, os avanços da tecnologia têm permitido mudanças sem precedentes na maneira como a restauração foi planejada, implementada e monitorada (Almeida *et al.*, 2020).

Valores de referência são objetivos a serem alcançados para cada indicador ecológico de restauração (Brancalion *et al.*, 2015). Para a obtenção de valores de referência, florestas primárias são frequentemente usadas como ecossistemas de referência para medir a restauração ecológica e comparar índices ecológicos derivados de estudos em ambas as áreas (Winter *et al.*, 2010). Essa comparação fornece uma estrutura valiosa para a avaliação do progresso da restauração (Brancalion *et al.*, 2015).

É importante ressaltar que Londe *et al.* (2020), em seu levantamento de dados para compor o banco de valores de referência e indicadores de restauração para Mata Atlântica brasileira em uma área amostral de 1.928.024 m², o maior banco de dados de monitoramento para o bioma Mata Atlântica, não encontraram registro algum para o estado de Sergipe (FIGURA

3), demonstrando a extrema necessidade de estudos de monitoramento de restauração ecológica para o estado.

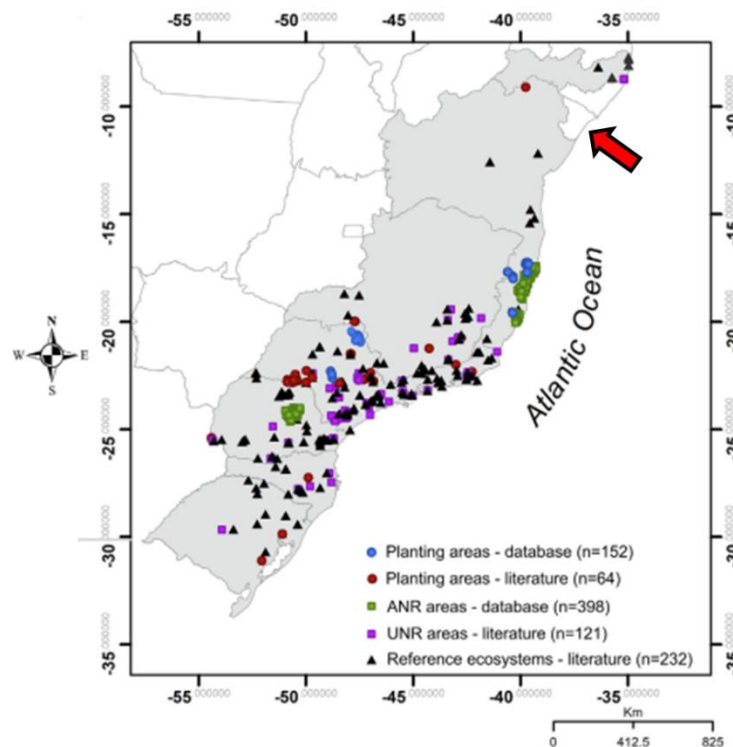


FIGURA 3. Localização das 967 áreas de estudos de restauração obtidos para o bioma Mata Atlântica. Fonte: Londe *et al.* (2020).

2.3 Indicadores de restauração

Indicador ecológico é uma medida ou componente que descreve condições e estabelece metas ambientais que pode ser usado como uma ferramenta para o monitoramento e avaliação de áreas em restauração (Heink; Kowarik, 2010). Riqueza de espécies arbóreas, cobertura do dossel, altura de indivíduos plantados ou em regeneração, área basal e densidade de árvores são alguns exemplos de indicadores ecológicos usados para monitorar a recuperação da diversidade, estrutura e função em áreas de restauração (Londe *et al.*, 2020).

Um dos principais indicadores que vem sendo estudado para o bioma Mata Atlântica é o estoque de carbono (Zanini *et al.*, 2021, Verly *et al.*, 2023). A importância desse indicador deve-se ao fato de que este bioma fornece, além de uma ampla gama de outros serviços ecossistêmicos (Bullock *et al.*, 2011; Ruggiero *et al.*, 2019), o armazenamento de carbono nos múltiplos compartimentos de árvores e solo (Delgado *et al.*, 2018).

A Mata Atlântica pode estocar aproximadamente $94,70 \text{ MgC.ha}^{-1}$ nos indivíduos arbóreos, ficando atrás apenas das florestas do bioma Floresta Amazônica (Keenan *et al.*, 2015). No caso específico de florestas semidecíduas, estudos recentes estimaram que os estoques de carbono nas árvores podem variar de $30,99 \text{ MgC.ha}^{-1}$ (Torres *et al.*, 2017) a $55,91 \text{ MgC.ha}^{-1}$ (Silva *et al.*, 2018). Contudo, o aumento da perturbação natural (McDowell *et al.*, 2018) pode transformar essas florestas de dreno para fonte de carbono para a atmosfera (Anderson-Teixeira *et al.*, 2015; Lu *et al.*, 2019). Nesse cenário, o aumento da mortalidade das árvores leva a uma maior perda de carbono, superando o estoque presente em novos (Aleixo *et al.*, 2019; Phillips *et al.*, 2009).

Conhecer esta variação é possível através de inventários florestais contínuos que fornecem informações sobre a dinâmica do crescimento florestal (Souza; Soares, 2013) e por meio de métodos de quantificação direta e indireta de carbono. Na Mata Atlântica, poucos

estudos avaliaram se a floresta está agindo como dreno ou fonte de carbono para a atmosfera (Villanova *et al.*, 2019).

Na Figura 4 estão expostos os principais enfoques científicos abordados nos últimos 20 anos para os indicadores ecológicos de restauração na Mata Atlântica segundo as bases de dados *Scopus*, *Science Direct* e *Springer*. A nuvem de palavra foi produzida a partir do Programa Bibliometrix® utilizando as palavras-chave “Atlantic Forest”, “Ecological Indicator” “Restoration”. A ferramenta buscou as palavras-chave em títulos, resumos e index de 81 artigos selecionados após filtro, por isso, observou-se que as palavras utilizadas na busca se destacaram na nuvem. A partir dela, percebe-se que os temas que mais são abordados em estudos de restauração na Mata Atlântica estão relacionados ao uso de indicadores ecológicos e à conservação e mudança de uso do solo.



FIGURA 4. Nuvem de palavras referente aos campos científicos mais abordados nos últimos 20 anos em trabalhos acadêmicos para Indicadores de Restauração da Mata Atlântica.

No que diz respeito a indicadores edáficos, Guerra *et al.* (2020) afirmam que poucos estudos abordam o viés do solo nos projetos de restauração, e que os organismos mais estudados são as plantas (81%) e, dentre elas, as árvores são as mais frequentes, seguidas por fungos, aves, invertebrados, mamíferos e répteis. Enquanto que Mendes *et al.* (2019) afirmam que 59% dos estudos sobre restauração na Mata Atlântica não consideraram nenhum indicador de solo.

Todavia, a consideração dos indicadores de qualidade do solo é fundamental para a compreensão e o gerenciamento dos ecossistemas. Apesar das evidências sobre a importância do solo para a prestação de serviços locais e globais do ecossistema, como regulação da água e sequestro de carbono, o solo continua sendo um aspecto pouco investigado e prejudicado do meio ambiente florestal (Mendes *et al.*, 2019).

A qualidade do solo pode ser conceituada como a capacidade desse recurso exercer várias funções, dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema, para sustentar a produtividade biológica, manter ou melhorar a qualidade ambiental e contribuir para a saúde das plantas, dos animais e humana (Doran; Parkin, 1994). Um dos desafios atuais da pesquisa é como avaliar a qualidade de um solo de maneira simples e confiável.

O estabelecimento de índices de qualidade do solo é ainda útil na avaliação de impactos ambientais. Torna-se, assim, um instrumento importante nas funções de controle, fiscalização e monitoramento de áreas destinadas à proteção ambiental (Araújo *et al.*, 2007).

2.4 Solos na restauração florestal

A boa qualidade do solo promove o crescimento da planta, regula a distribuição da água e atenua a degradação ambiental (Silva *et al.*, 2007), todavia, os impactos humanos podem afetar as propriedades do solo, por meio da erosão e lixiviação, as ecofunções do sistema e, consequentemente, a capacidade de regeneração de uma floresta (Safar *et al.*, 2019).

Florestas tropicais estão sujeitas a vários impactos antropogênicos, como desmatamento, fragmentação e corte seletivo (Malhi *et al.*, 2014). Esses impactos podem causar mudanças drásticas nas propriedades físico-químicas dos solos, afetando sua qualidade e resiliência (Dahlgren; Driscoll, 1994; Guariguata; Ostertag, 2001). Dependendo da intensidade e frequência da perturbação, as propriedades do solo podem ser afetadas negativamente, levando à degradação deste via aumento da erosão, compactação, selamento, lixiviação, salinização, acidificação e perdas de nutrientes (Lal, 1997). Nesse caso, o desenvolvimento da floresta e as funções do ecossistema também são afetadas e, em última análise, a capacidade do ecossistema de se recuperar após perturbação (Chazdon, 2015; Pinho *et al.*, 2018; Toledo *et al.*, 2018; Wall, 2012).

Em florestas tropicais maduras preservadas, onde apenas uma pequena escala de distúrbios ocorrem, como queda de árvores (Chazdon, 2015), o solo geralmente retém suas propriedades naturais (Osman, 2013; Powers; Marín-Spiotta, 2017). Todavia, em florestas em regeneração natural, mudanças nas propriedades do solo (Ayala-Orozco *et al.*, 2018; Lewis *et al.*, 2014) e nas comunidades de plantas geralmente ocorrem (Liebsch *et al.*, 2008). Seguido de um distúrbio, a remoção da vegetação aumenta as perdas de nutrientes através do escoamento e lixiviação, mas posteriormente o estabelecimento da vegetação sucessional inicial ajuda a prevenir perdas futuras.

As espécies de dossel de rápido crescimento fornecem proteção física ao solo contra a erosão e evitam a lixiviação de nutrientes, absorvendo e armazenando parte deles em sua biomassa (Zuazo; Pleguezuelo, 2008). Depois disso, a taxa de produção de serapilheira tende a aumentar e a taxa de renovação de nutrientes tende a diminuir ao longo da sucessão secundária (Brown; Lugo, 1990a; Powers; Marín-Spiotta, 2017), levando ao acúmulo de nutrientes e matéria orgânica no solo da floresta (Brown; Lugo, 1990b).

As propriedades físico-químicas dos solos florestais determinam a disponibilidade de água e nutrientes, a penetração das raízes, a quantidade de oxigênio e outros gases no solo e afetam o crescimento e a distribuição das espécies de árvores (Osman, 2013). Portanto, as propriedades do solo podem ser usadas como indicadores da qualidade do solo e do funcionamento do ecossistema (Schoenholtz *et al.*, 2000).

O carbono orgânico do solo afeta processos funcionais importantes no solo, como o armazenamento de nutrientes (principalmente nitrogênio), estabilidade de agregados e capacidade de retenção de água (Silva; Sá Mendonça, 2007). O nitrogênio no solo é um nutriente chave e o mais exigido pelas plantas, sendo essencial nas avaliações da qualidade do solo. Já a textura do solo é um indicador físico importante e está correlacionado com processos hidrológicos, como escoamento, erosão, taxa de infiltração e capacidade de retenção de água. É um indicador bastante estável ao longo do tempo, independente do manejo do solo (Mendes *et al.*, 2019) e, por isso, pode não ser considerado um bom indicador das mudanças ocorridas no uso do solo, especialmente nos anos iniciais de restauração.

Mendes *et al.* (2019) demonstraram, a partir de estudo de levantamento bibliográfico realizado, que o indicador de solo mais comumente relatado no monitoramento de áreas em restauração é o pH do solo (71%, n = 44), seguido pelo teor de potássio (66%, n = 41) e fósforo (64,5%, n = 40), enquanto o indicador menos relatado foi a retenção de água (6,5%, n = 4). Apenas 40% dos estudos levantados incluem informações sobre locais de referência ou informações pré-implantação do projeto (Mendes *et al.*, 2019).

Apesar das evidências sobre a importância do solo para o fornecimento de serviços ecossistêmicos locais e globais, como regulação da água e sequestro de carbono, e a consideração dos indicadores de qualidade do solo como fundamentais para a compreensão e gestão dos

ecossistemas, o solo continua sendo um aspecto pouco investigado no meio ambiente florestal, especialmente em áreas de restauração (Mendes *et al.*, 2019, Lozano-Baez *et al.*, 2021).

2.5 Indicadores químicos do solo

O desmatamento das florestas tropicais e a conversão do ecossistema em terras aráveis remove a biomassa vegetal e perturba os solos, muitas vezes resultando em uma perda na qualidade química e física do solo (Don *et al.*, 2011; Mello *et al.*, 2014; Smith *et al.*, 2016; Franco *et al.*, 2019). Para quantificar o tamanho dessa perda é fundamental avaliar e monitorar os solos sob perturbação por meio de análises que quantifiquem a qualidade desses solos, apresentando indicadores previamente estabelecidos para análise.

Os indicadores químicos são importantes quando se considera a capacidade do solo de manter a ciclagem de nutrientes, biomassa vegetal, matéria orgânica e para sustentar a produção e sustentabilidade florestal (Schoenholtz *et al.*, 2000). Os indicadores químicos mais importantes a serem avaliados são pH, P, K, Cu, Fe, Mn e Zn disponíveis (Idowu *et al.*, 2008). Além disso, diferentes espécies nativas costumam apresentar sintomas de deficiência, se certos nutrientes não estiverem presentes no solo (Sorreano *et al.*, 2012).

No entanto, apesar da importância do solo para a provisão de serviços ecossistêmicos cruciais e embora os esforços de restauração possam falhar se não considerarem as limitações edáficas, os dados de solo raramente são relatados em projetos de restauração (Ehrenfeld *et al.*, 2005). Além disso, poucos estudos monitoram os processos de recuperação dos atributos físicos e químicos do solo ao longo do processo de restauração (Guerra *et al.*, 2020).

Sabe-se que existe uma relação entre o nitrogênio e a área basal (Mendes *et al.*, 2019), sendo o nitrogênio um dos principais nutrientes requeridos pelas plantas (Siddique *et al.*, 2008). Além da fixação biológica, a matéria orgânica do solo é a principal fonte de suprimento de nitrogênio, especialmente em ecossistemas florestais (Cole, 1995). Mendes *et al.* (2019) mostram que a importância relativa da matéria orgânica do solo e do nitrogênio foi semelhante (coeficientes de regressão de aproximadamente 0,4), mas teve efeitos opostos na área basal, resultado um tanto surpreendente. A dinâmica do carbono e do nitrogênio no solo está inter-relacionada de forma que, para o acúmulo de carbono no solo, a disponibilidade de nitrogênio no sistema é essencial (Resende *et al.*, 2005). Em geral, uma relação C:N mais baixa, comum em solos sob florestas nativas, indica alta fixação biológica de nitrogênio e intensa deposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Macedo *et al.*, 2008; Parrotta, 1999).

O teor total de nitrogênio pode ser considerado como um bom indicador da disponibilidade de nitrogênio no solo (Pulito, 2009). Por outro lado, a baixa relação C:N do solo (menor que 10-12: 1) pode sugerir baixa estabilidade do sistema, baixa qualidade da matéria orgânica do solo e pode indicar maior mineralização da matéria orgânica; e, novamente, uma falha na recuperação da estrutura da floresta e dos conteúdos de matéria orgânica do solo. Uma das possíveis explicações para a correlação inversa entre área basal e matéria orgânica pode ser a presença de gramíneas invasoras nas áreas de restauração que podem ser responsáveis pelo maior teor de carbono (Mendes *et al.*, 2019).

Gramíneas exóticas são competidoras muito eficientes e agressivas em relação às espécies nativas, e sua presença abundante facilita a ocorrência de incêndios e dificulta a regeneração da floresta (D'Antonio; Vitousek, 1992). As espécies de gramíneas podem compensar as perdas iniciais com altas taxas de crescimento e rápido acúmulo de carbono na biomassa (Fernandes *et al.*, 1997).

O pH do solo é uma outra propriedade química importante, pois afeta a troca de íons, a mobilização e a disponibilidade de nutrientes para as plantas (Osman, 2013; Schoenholtz *et al.*, 2000). Assim como fósforo (P) e nitrogênio (N) que são os macronutrientes mais importantes para o crescimento das plantas (Haygarth *et al.*, 2013) junto com potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (Vitousek, 1982).

As propriedades do solo mencionadas acima podem impulsionar a produção primária líquida (Vitousek e Sanford, 1986) e a distribuição de plantas, afetando assim a capacidade de regeneração natural das florestas (Chazdon, 2015; Moran *et al.*, 2000; Pinho *et al.*, 2018; Powers e Marín-Spiotta, 2017; Toledo *et al.*, 2018).

Contudo, segundo Safar *et al.* (2019), o desmatamento de uma floresta de Mata Atlântica madura, com solos pobres em nutrientes, não causa efeitos drásticos aparentes sobre os nutrientes do solo após 37 anos de regeneração e que a floresta tem capacidade de se recuperar naturalmente ao longo do tempo, após perturbação ou abandono do campo, sem exigir manejo do solo. Ademais, o conteúdo de nutrientes para a produção primária líquida acima do solo não diferiu entre as florestas maduras e as de crescimento secundário de diferentes idades, indicando que não há perdas ou ganhos significativos após a conversão da floresta e durante a regeneração da floresta (Safar *et al.*, 2019).

O aporte de Al, P, Ca e Mg muito baixos em solos da Mata Atlântica sugerem que eles são resistentes, e K resiliente a distúrbios induzidos pelo homem nos casos em que os locais foram deixados para regenerar naturalmente (Safar *et al.*, 2019). Solos com disponibilidade muito baixa de nutrientes podem limitar a absorção de nutrientes e a regeneração de florestas secundárias (Pinho *et al.*, 2018; Toledo *et al.*, 2018), enquanto solos arenosos profundamente intemperizados de florestas de Mata Atlântica podem não funcionar como um filtro para a recuperação da vegetação natural.

São poucos os trabalhos que apresentam o componente solos dentro do contexto da restauração florestal, e alguns resultados que se tem ainda são contraditórios muitas vezes e pouco compreendidos. É imperativo que se avalie tal componente de forma a se obter respostas importantes para o manejo do solo em florestas sob restauração.

Ademais, ainda menos estudos são encontrados avaliando e comparando a qualidade de solos em diferentes manejos, principalmente no que diz respeito aos atributos químicos do solo para áreas tropicais e pertencentes ao bioma Mata Atlântica. Quando se busca por usos como reflorestamento e canavial, a escassez é ainda maior. É ainda mais difícil encontrar estudos de reflorestamento avaliando o componente solos que apresentem ecossistema de referência comparativo.

Melloni *et al.* (2008), comparando áreas de mata nativa, reflorestada e pastagem, obtiveram resultado discrepante da fertilidade do solo para o ecossistema pastagem, este fato deve-se a este ecossistema ser o único sob interferência antropogênica, com adição de corretivos, fertilizantes e utilização na criação de animais. No entanto, mesmo em situação diferenciada em relação aos demais ecossistemas com melhores condições químicas, seus atributos físicos não acompanharam a fertilidade. Esse resultado indica que a qualidade dos solos não pode ser considerada somente pelos seus aspectos químicos.

Alvarenga (1996), corroborando os resultados encontrados no estudo de Melloni *et al.* (2008), também observou que ecossistemas que não receberam constante aporte de nutrientes apresentaram propriedades químicas desfavoráveis em relação ao ecossistema original, sendo esses efeitos mais evidentes para o C, Ca, K, Mn, B, saturação por bases, Al trocável e saturação por Al. Além disso, considerando que a maior intensidade de atividade biológica ocorre na camada superficial do solo, a sua exposição aos processos erosivos, com remoção de material do solo devido ao uso e/ou manejo inadequados, provoca o seu empobrecimento. Espera-se, portanto, que em ambientes onde os processos de degradação do solo, como erosão, são menos intensos, como nas áreas de mata nativa e reflorestamento, a atividade dos organismos seja maior.

Rocha Junior *et al.* (2020), estudando três diferentes usos de solo (floresta, pastagem e cafeicultura), em duas paisagens topográficas (superior e inferior) diferentes e em duas profundidades (0-0,10m e 0,10-0,20m), constatou que a maioria dos atributos químicos foram significativamente diferentes para três usos do solo e para as duas posições da paisagem estudados, exceto para Mg nas duas profundidades, K em uma profundidade de 0,0-0,10m e pH em uma profundidade de 0,10-0,20m. Para as duas posições de paisagem (superior e inferior) e

nas duas profundidades, as diferenças foram menores para os atributos químicos na área de floresta em comparação com outros dois usos do solo.

Segundo Rocha Junior *et al.* (2020), as menores diferenças observadas para o indicador de qualidade química do solo entre as duas posições da paisagem na área de floresta mostram que o sistema mantém os níveis de qualidade do solo para ambas as posições da paisagem. Também indica a capacidade do sistema de manter os serviços ambientais, como regulação do clima, ciclagem e liberação de nutrientes, prevenção de patógenos e doenças, condições para o crescimento das raízes, condições para absorção de nutrientes e um ambiente melhor para a atividade de microrganismos. Essa observação pode ser atribuída à ausência de práticas antrópicas, como preparo do solo, exposição do solo e práticas que aceleram a erosão do solo e, consequentemente, as perdas de solo (Panagos *et al.*, 2015), o que pode levar a diferenças no teor de nutrientes do solo a partir do topo para a parte inferior da paisagem.

Para a profundidade de 0,0-0,10 m, em geral, Rocha Junior *et al.* (2020) observaram que a fertilidade foi menor na área de pastagem em comparação com as outras áreas para a posição de paisagem mais baixa. A pastagem apresentou valores de pH (4,93), Ca (0,48 cmolc.dm³), Mg (0,48 cmolc.dm³), K (16,67 mg.dm³), P (0,22 mg.dm³), saturação por bases (19,96%) e carbono orgânico (0,81 dag.kg⁻¹) bem abaixo da média geral. Por outro lado, os maiores valores de Al (0,25 cmolc.dm³), H + Al (4,02 cmolc.dm³) e saturação por Al (5,02%) foram observados para a área de pastagem. Na mesma profundidade e posição da paisagem, a área de café apresentou maiores valores de Ca (3,03 cmolc.dm³), K (93,33 mg.dm³) e saturação por bases (55,28%), sendo esses valores superiores à média geral. A área de floresta resultou em maiores valores de pH (5,85), Mg (0,95 cmolc.dm³), P (1,17 mg.dm³) e carbono orgânico (1,15 dag.kg⁻¹). Observou-se também que a posição inferior da paisagem proporcionou melhor fertilidade do solo na área de pastagem, exceto para poucos atributos químicos (pH 6,13, Ca 2,24 cmolc.dm³, Mg 1,03 cmolc.dm³, K 89,33 mg.dm³, CO 0,98 dag.kg⁻¹). Os valores de pH, Mg e K da pastagem foram superiores aos da área de café e floresta.

Para a profundidade de 0,10–0,20 m, Rocha Junior *et al.* (2020) observaram que a área de pastagem tendeu a ter valores de fertilidade do solo mais baixos (exceto para K e P). A área do café apresentou maiores pH (5,57), Ca (3,05 cmolc.dm³), Mg (1,23 cmolc.dm³), K (32 mg.dm³) e saturação por bases (57%) em comparação com a área florestal na posição superior. Na posição inferior da paisagem, os atributos do solo para a área de pastagem foram semelhantes na comparação com a área de floresta e café, exceto para Ca, carbono orgânico, P e K, que foram maiores para a área de floresta.

É importante ressaltar que áreas agrícolas são manejadas regulamente e adubadas de acordo com a necessidade da cultura implantada, o que muitas vezes resulta em boa fertilidade, e então escancara a necessidade de se avaliar não apenas a qualidade química dos solos em estudos comparativos, mas aliá-los aos atributos físicos e biológicos. Ademais, a comparação entre parâmetros de diferentes tipos de solos é errônea, tendo em vista que seus materiais de origem e processos de formação foram diferentes. Tal fato, gera a necessidade de cada estudo em qualidade do solo estabelecer seu próprio ecossistema de referência de forma a comparar os efeitos positivos e negativos dos diversos tipos e manejos dos solos.

Esse levantamento serviu como base teórica para desenvolvimento do projeto que resultou neste trabalho de tese e possibilitou o estabelecimento das seguintes conclusões para os indicadores de solos: (a) os tipos de uso e manejo influenciam nas características químicas do solo; (b) considerando unicamente a fertilidade dos solos, a maioria dos estudos comparativos mostraram que o manejo agrícola teve uma melhora das características químicas em virtude da adubação e calagem; (c) essa melhora não foi observada nos atributos físicos, pois áreas preservadas, como matas nativas e áreas de reflorestamento ou em restauração, apresentaram condições mais favoráveis de estruturação do solo, quando comparadas aos usos agrícolas; e (d) a posição topográfica na paisagem influencia nas características químicas e físicas do solo (Goes *et al.*, 2015; Rocha Junior *et al.*, 2020; Gotardo *et al.*, 2020).

2.6 Indicadores bióticos de vegetação

Há uma necessidade crescente de um conjunto pequeno e replicável de indicadores (Chaves *et al.*, 2015; Prach *et al.*, 2019), que possam ser medidos em vários projetos e ações, para fornecer estratégias de restauração com boa relação custo-benefício e eficientes (Baldera *et al.*, 2018). Além disso, dada a necessidade de garantir a restauração da paisagem em larga escala (Mansourian *et al.*, 2017), os indicadores devem ser facilmente aceitos, compreendidos e medidos por uma ampla gama de partes interessadas (Dudley *et al.*, 2018). Devem também ser replicáveis e comparáveis, de forma a permitir a avaliação dos mesmos aspectos em diferentes locais e projetos de restauro (Oliveira; Engel, 2017b).

A avaliação de projetos de restauração que utilizam sementes ou técnicas de plantio de mudas para auxiliar na restauração florestal tem se concentrado em três categorias gerais de indicadores bióticos: diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos (Gatica-Saavedra *et al.*, 2017). A riqueza de espécies arbóreas, a cobertura do dossel e o recrutamento de mudas são alguns exemplos de indicadores ecológicos (plantas) usados para monitorar a recuperação da diversidade, estrutura e função em áreas de restauração (Ruiz-Jaen e Aide, 2005).

Na área de estudo, à época da implantação do projeto de restauração, foi realizado plantio heterogêneo de 34 espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos (TABELA 1), provenientes de remanescentes de Mata Atlântica do estado de Sergipe, quando foram plantadas cerca de 1.111 mudas/ha em espaçamentos de 3x3, provenientes do Viveiro Florestal nas dependências do curso de Engenharia Florestal da UFS.

Déda (2017), em trabalho realizado na área, observou que após 12 anos de plantio, a área apresentava fisionomia florestal com a presença de espécies arbóreas formando um dossel. Essas espécies eram principalmente oriundas do plantio e chegavam a medir 10 metros de altura. Observou também, a ocorrência de indivíduos regenerantes emergindo no sub-bosque, tanto de espécies plantadas, como de espécies alóctones provenientes dos fragmentos florestais do entorno e que podem ter sido dispersas principalmente por animais. Após cerca de nove anos pós-implantação do projeto, a área se encontrava como o observado na Figura 5.

Após os 12 anos, a área apresentava uma riqueza total de 146 espécies, 130 gêneros e 50 famílias, com predomínio de espécies herbáceas.

TABELA 1. Relação das espécies arbóreas utilizadas na implantação do projeto de restauração em área de Mata Atlântica no município de Laranjeiras, Sergipe, Brasil.

FAMÍLIA/Nome científico	Classe sucessional
ANACARDIACEAE	
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi**	Pioneira
<i>Spondias mombin</i> L.**	Secundária Inicial
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pioneira
ANNONACEAE	
<i>Annona montana</i> Macfad.	Secundária tardia
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Secundária tardia
APOCYNACEAE	
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Pioneira
BIGNONIACEAE	
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos**	Secundária inicial
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose**	Secundária inicial

<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Secundária inicial
BURSERACEAE	
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Secundária tardia
CAPPARACEAE	
<i>Crateva tapia</i> L.	Pioneira
FABACEAE	
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Secundária inicial
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Secundária inicial
<i>Cassia grandis</i> L.f.	Secundária inicial
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Secundária inicial
<i>Erytrina velutina</i> Willd.	Secundária inicial
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.*	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Secundária tardia
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Secundária inicial
<i>Inga vera</i> Willd.	Secundária inicial
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P.Queiroz**	Secundária inicial
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	Secundária inicial
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld**	Secundária inicial
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis**	Secundária tardia
LAMIACEAE	
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Secundária inicial
LECYTHIDACEAE	
<i>Echweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	Secundária inicial
MALVACEAE	
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	Secundária inicial
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pioneira
MELIACEAE	
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Secundária inicial
MYRTACEAE	
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels**	-
RUBIACEAE	
<i>Genipa americana</i> L.	Secundária inicial
SALICACEAE	
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Secundária tardia
SAPINDACEAE	
<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.**	Secundária inicial
URTICACEAE	

Fonte: Dados obtidos e adaptados de Ferreira (2011). Notas: *Espécie plantada em virtude de contaminação biológica. ** Espécies que tiveram mudanças nomenclaturais.



- (A) Vista Oeste/Leste da entrada da área de Compensação Ambiental;
 (B) Vista Norte/Sul da confrontação oeste com a estrada que liga Nossa Senhora do Socorro a Laranjeiras;
 (C) Estágio de desenvolvimento em parcela do Ombro após 9 anos de plantio; e
 (D) Estágio de desenvolvimento em parcela do Sopé após 9 anos de plantio.

FIGURA 5. Área do Projeto de Compensação Ambiental da Votorantim Cimentos (2014), Laranjeiras - SE. Fonte: Goes, 2015.

Para a área em restauração da CIMESA foram realizados trabalhos com vários indicadores ecológicos (TABELA 5): diversidade genética (de Souza *et al.*, 2022), estimativa do diâmetro de copa (Leão *et al.*, 2017), distribuição de espécies (Silva, 2019), presença de avifauna (Magalhaes *et al.*, 2016), regeneração natural (Andrade *et al.*, 2018), aporte de serapilheira (FERNANDES *et al.*, 2018), indicadores biológicos (Déda, 2017; Silva, 2019), estoque de carbono (Mello *et al.*, 2020) e atributos edáficos (Goes, 2015). Esses estudos cumpriram a missão de avaliação e monitoramento da área, possibilitaram entender os impactos do reflorestamento na restauração da área de estudo e precisam ser publicizados para que seus resultados se tornem referência para a implantação de projetos de restauração na Mata Atlântica sergipana.

Silva (2019), estudando a diversidade de espécies da área, concluiu que a aroeira (*S. terebinthifolia*), espécie pioneira com fácil dispersão, é a que apresenta melhor distribuição na área e está criando condições para que ocorra o processo de sucessão ecológica por meio do estabelecimento de espécies com níveis sucessionais tardios. Souza *et al.* (2022) concluíram que a área foi estabelecida com indivíduos de *Schinus terebinthifolia* Raddi de alta diversidade genética e que para a conservação dessas populações em períodos curtos e longos, são necessárias estratégias de conservação para manter a diversidade genética e conter os efeitos da deriva genética.

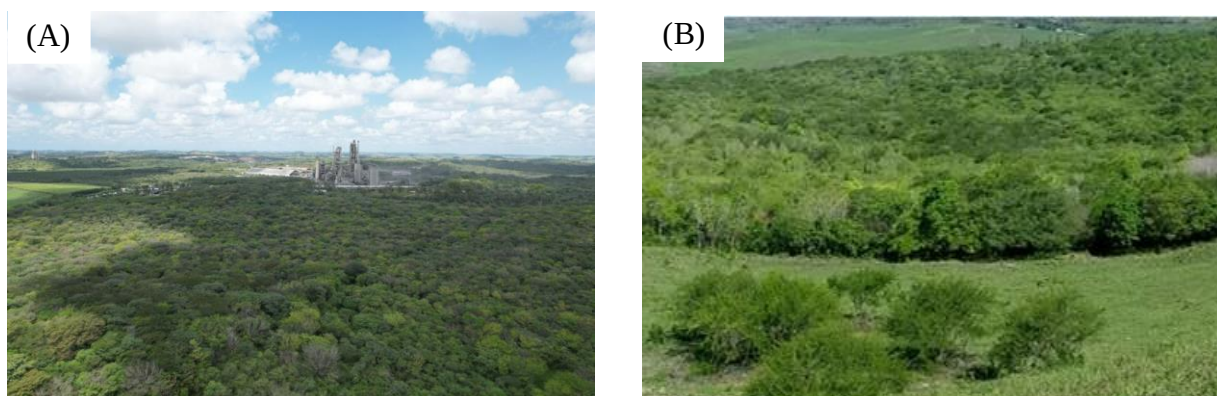
Segundo Zhao *et al.* (2021), espécies pioneiras são cruciais para a restauração ecológica de florestas degradadas. A restauração só começa de fato quando uma população pioneira se estabelece com sucesso, e é a duração dessa fase pioneira que determina quando a sucessão passa para a próxima fase (Xu *et al.*, 2015; Lu *et al.*, 2017a; Lu *et al.*, 2017b; Wang *et al.*, 2021). Todavia, espécies arbóreas não pioneiras incluem espécies de dossel de vida longa que atingem o domínio de uma floresta mais tarde no desenvolvimento sucessional (Swaine; Whitmore, 1988), têm dispersão limitada e são, geralmente, em comparação com as pioneiras, as mais afetadas pela perda e fragmentação de habitat (Tabarelli; Peres, 2002; Metzger, 2000) e, consequentemente, foco dos programas de conservação.

No entanto, estudos relataram taxas de sobrevivência extremamente baixas de espécies não pioneiras em projetos de restauração da Mata Atlântica (Brancalion *et al.*, 2018; Piotto *et al.*, 2020). Souza e Batista (2004) relataram que de 42 espécies de árvores plantadas, apenas quatro espécies pioneiras compartilharam dominância de sobre-bosque em uma plantação de 10 anos. Em outra área reflorestada com 39 espécies, os mesmos autores constataram que apenas duas espécies pioneiras representavam mais de 50% da densidade total de árvores após aproximadamente 9 anos.

O baixo desempenho de espécies não pioneiras quando consideradas juntamente com pioneiras em áreas abertas reforça a ideia de que as técnicas de restauração devem ser baseadas em uma compreensão completa da capacidade da espécie de se estabelecer e crescer sob diferentes condições ambientais (Sayer *et al.*, 2004). Como algumas tentativas de estabelecer espécies arbóreas não pioneiras em áreas de pleno sol na Mata Atlântica falharam (Brancalion *et al.*, 2018; Souza; Batista, 2004), os projetos de restauração precisam considerar outras estratégias para aumentar a probabilidade de restaurar com sucesso as populações dessas espécies.

Para a área de estudo, Andrade *et al.* (2018) verificaram o predomínio de espécies pioneiras, baixa diversidade na regeneração natural, ocasionadas pelo pastejo de equinos na área e pouca similaridade florística entre os regenerantes e as espécies arbóreas plantadas. Enquanto que Goes (2015) afirma que a topografia representa uma importante fonte de variação do componente arbóreo, influenciando na distribuição das espécies, na diversidade e na representatividade. Enquanto o Sopé apresentou menor diversidade, no Ombro e na Meia Encosta ocorreram os maiores valores de diversidade para a área de estudo.

No ano de 2022, após 17 anos de restauração, a área se encontra em pleno processo de restauração, coberta por um dossel fechado e composta por uma vegetação densa, conforme pode ser visto na Figura 6.



A- Vista área do dossel.

B- Vista da borda da área reflorestada contrastando com área adjacente não reflorestada.

FIGURA 6. Fotos aéreas da área de estudo retiradas no ano de 2022.

2.7 Uso de sensoriamento remoto no monitoramento da restauração florestal

Outro entrave do processo de restauração florestal é o acompanhamento a longo prazo de projetos de restauração em larga escala. Esse acompanhamento é fundamental porque permite avaliar o sucesso ou corrigir a trajetória por meio de medidas e recomendações de manejo ecológico desde os primeiros anos de plantio (Ruiz-Jaen; Aide, 2005; Melo *et al.*, 2013; Zahawi *et al.*, 2015). Entretanto, monitorar a restauração é um desafio, especialmente em projetos de grande escala (Viani *et al.*, 2017; Ockendon *et al.*, 2018), principalmente porque a avaliação de

campo de vários indicadores pode ser demorada, dispendiosa e exigir técnicos qualificados (Zahawi *et al.*, 2015; Reif; Theel, 2017).

Nesse contexto, a utilização de técnicas de sensoriamento remoto e processamento de imagens digitais para avaliar e monitorar diferentes parâmetros de restauração são promissoras para reduzir tempo e necessidades de métodos de medição em campo (Reif; Theel, 2017; Viani *et al.*, 2017), especialmente para projetos de restauração em larga escala e para áreas de difícil acesso (Mascaro *et al.*, 2014; Zahawi *et al.*, 2015). Além disso, com o uso do monitoramento remoto, é possível avaliar a restauração em escala paisagística, não apenas em amostras selecionadas, como geralmente é feito no monitoramento de campo (Zahawi *et al.*, 2015).

Nesse sentido, a composição da cobertura do solo é um indicador importante para avaliar as condições da paisagem e monitorar o *status* e as tendências da mudança do ecossistema ao longo de um período específico (Xian *et al.*, 2009). Um aspecto importante dessa abordagem é estimar os efeitos dos principais fatores ecológicos que afetam a variação da paisagem e prevê-los em escala global.

A quantidade de cobertura florestal em uma paisagem é facilmente mensurada usando bancos de dados globais de cobertura da terra e é um fator ecológico essencial dos processos de restauração florestal (Leite *et al.*, 2013). A cobertura florestal pode atuar tanto como fonte de sementes para recolonização de espécies vegetais nativas quanto como fornecedora de habitat crítico para animais dispersantes de sementes (Chazdon, 2003; Helmer *et al.*, 2008). A recuperação da biodiversidade na restauração de florestas varia substancialmente, dependendo da quantidade de cobertura florestal na paisagem. Portanto, esse relacionamento poderia ser usado para mapear variações no sucesso da restauração florestal de outras paisagens (Crouzeilles; Curran, 2016).

Muitos projetos de restauração são avaliados através de trajetórias métricas ou mudanças ao longo do tempo (Palmer *et al.*, 2005; Gonzalez *et al.*, 2015). Essas avaliações requerem dados de antes da implantação da restauração da linha de base e monitoramento do projeto concluído. A linha de base é uma referência ou ponto de partida que representa um estado considerado ideal ou aceitável para um determinado sistema, processo ou projeto.

Estudos históricos das condições pré-restauração e um mínimo de 10 anos de monitoramento pós-restauração são recomendações de alguns autores (Kondolf; Micheli, 1995). No entanto, em outros estudos constataram que apenas 16% dos projetos monitoram trajetórias com dados de pré-restauração e apenas 22 de 169 projetos revisados incluíram mais de seis anos de monitoramento pós-restauração (Gonzalez *et al.*, 2015). Os efeitos a longo prazo da restauração raramente serão vistos em tão curto prazos (Trowbridge, 2007).

2.8 Uso de índices obtidos por geoprocessamento como indicadores ecológicos de restauração

O processamento digital de imagens fornece ferramentas de análises capazes de interagir por meio de características espectrais, radiométricas e espaciais, possibilitando a avaliação de extensas áreas de floresta a partir da utilização de diferentes algoritmos e índices matemáticos (Gandhi *et al.*, 2015). Vários índices sensíveis aos espectros visíveis surgiram a fim de se obter informações isoladas sobre aspectos relacionados aos diferentes alvos espectrais de cobertura da terra e são atualmente usados para monitoramento de áreas em restauração (Silva Junior *et al.*, 2021).

Dentre os índices mais comumente utilizados para monitoramento de áreas em restauração estão: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*), Produção Primária Bruta (GPP - *Gross Primary Productivity*), Produção Primária Líquida (NPP - *Net Primary Productivity*) e a Biomassa Seca.

O NDVI foi proposto por Rouse em 1973 com o intuito de avaliar e identificar as áreas vegetadas e sua condição dentro de uma área específica por meio do sensoriamento remoto. A grande aceitação deste índice no âmbito científico se dá devido à sua ampla aplicabilidade, pois

pode ser utilizado para monitorar mudanças temporais na paisagem e analisar o estágio de crescimento da vegetação perante as mudanças na cobertura do solo causadas por atividades antrópicas (Barros *et al.*, 2020). O NDVI é calculado com o objetivo de demonstrar o comportamento espectral da vegetação de acordo com o solo e os diferentes alvos espectrais presentes na superfície da terra (Silva Junior *et al.*, 2021).

A fórmula do NDVI é a seguinte:

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$$

Onde:

NIR representa a refletância na banda do infravermelho próximo.

RED representa a refletância na banda do vermelho.

Os valores de refletância geralmente variam de 0 a 1, mas também podem ser expressos em porcentagem (0% a 100%).

Após calcular o NDVI para cada pixel de uma imagem, obtém-se um valor que varia de -1 a 1. Valores de -1 a 0 indicam áreas sem vegetação, como corpos d'água ou áreas urbanas. De 0 a 0,33 indicam vegetação com algum tipo de deficiência, de 0,33 a 0,66 vegetação moderadamente saudáveis, e valores entre 0,66 a 1 vegetação muito saudável.

O NDVI baseia-se no princípio de que a estrutura celular de uma folha reflete fortemente o infravermelho próximo devido à falta de absorção pela planta, enquanto os pigmentos de clorofila absorvem fortemente os comprimentos de onda vermelhos. Plantas “saudáveis” com alto teor de clorofila absorvem mais vermelho e, portanto, refletem uma maior proporção de NIR do que plantas “menos saudáveis” (Stamford *et al.*, 2023).

Diversos estudos utilizam o NDVI como indicador, dentre eles: estudos de análises temporais da cobertura do solo, estimativa da atividade fotossintética da vegetação (WANG *et al.*, 2019b), alterações climáticas (Birtwistle *et al.*, 2016; Jiang *et al.*, 2021), caracterização da fenologia vegetal (Nhongo *et al.*, 2017; Zeng *et al.*, 2020; Ji *et al.*, 2021), mapeamento de áreas agrícolas (Vian *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019a) e outros.

Os índices GPP, NPP e Biomassa Seca podem ser obtidos a partir da plataforma do *Google Earth Engine* (GEE), que utiliza a base de dados fornecida pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS - *United States Geological Survey*). Precisar as estimativas da GPP, NPP e Biomassa Seca são necessárias para entender as mudanças no cenário regional e global no ciclo de carbono, avaliar a saúde do ecossistema e avaliar a vegetação em respostas às mudanças climáticas nos últimos anos (Pei *et al.*, 2020; You *et al.*, 2020; Yao *et al.*, 2020).

A fórmula geralmente usada para estimar o GPP é a seguinte:

$$GPP = APAR \times \varepsilon$$

Onde:

APAR (*Absorbed Photosynthetically Active Radiation*) é a quantidade de radiação fotossinteticamente ativa absorvida pelas plantas. É a diferença entre a radiação solar incidente e a radiação solar refletida ou transmitida.

ε (eficiência de conversão de energia) é a eficiência com que as plantas convertem a energia luminosa absorvida em energia química através da fotossíntese. É expressa como a relação entre a quantidade de carbono fixada (ou biomassa produzida) e a quantidade de energia luminosa absorvida.

A equação do GPP pode variar dependendo do contexto e dos modelos utilizados. Em alguns casos, a temperatura e a disponibilidade de água também podem ser consideradas na estimativa do GPP.

É importante ressaltar que o GPP representa a taxa total de produção de biomassa pelas plantas através da fotossíntese, antes que parte dessa biomassa seja consumida pelas próprias plantas em processos metabólicos, como a respiração (R). Portanto, o GPP é geralmente considerado a produção bruta de biomassa, enquanto a NPP (*Net Primary Productivity*) leva em conta a respiração das plantas e representa a produção líquida de biomassa disponível para os consumidores.

Em resumo, a equação do GPP é geralmente representada por $GPP = APAR \times \epsilon$, mas é importante considerar os detalhes do contexto e do modelo específico utilizado na estimativa do GPP.

Os balanços de carbono florestal são dominados por dois fluxos opostos: a energia produzida pela fotossíntese (GPP) e a energia usada pela respiração autotrófica (Ra). O restante é a produção primária líquida (NPP), que se acumula nos tecidos, eventualmente se tornando detrito e respirado heterotroficamente, e em uma variedade de compostos não estruturais que ajudam a manter a função da planta e da rizosfera (Chapin *et al.*, 2006, Collalti; Prentice, 2019). A NPP é considerada como uma quantidade líquida de carbono (C) armazenado nas plantas e acumulado como biomassa. Já a produção de biomassa pode ser determinada indiretamente de várias maneiras diferentes: medindo a quantidade de oxigênio liberado, medindo a quantidade de dióxido de carbono usado ou medindo o fluxo de carbono (Collalti; Prentice, 2019). A GPP ocorre durante a fotossíntese e está fortemente ligada aos processos de evapotranspiração, e é a energia total convertida pela fotossíntese a partir do consumo de CO₂ da atmosfera (Marques *et al.*, 2020).

A equação da NPP (*Net Primary Productivity*) leva em consideração a respiração das plantas (R) e representa a produção líquida de biomassa disponível para os consumidores. A fórmula usada para estimar a NPP é a seguinte:

$$NPP = GPP - R$$

Onde:

GPP (*Gross Primary Productivity*) é a taxa total de produção de biomassa pelas plantas através da fotossíntese, antes de considerar a respiração das plantas.

R (respiração das plantas) é a quantidade de biomassa que as plantas utilizam para seus processos metabólicos, como a respiração celular.

A NPP é uma medida importante, pois representa a quantidade de energia ou biomassa que está disponível para os níveis tróficos superiores de uma cadeia alimentar, como herbívoros e carnívoros. A NPP também é útil para entender a produtividade dos ecossistemas e sua capacidade de sustentar a vida.

É importante observar que a equação da NPP pode variar dependendo do contexto e dos modelos utilizados, assim como a estimativa dos valores de GPP e R. O contexto específico e os dados disponíveis devem ser considerados ao calcular e interpretar a NPP de um ecossistema.

O uso desses índices possibilita responder se as áreas em restauração retornaram a prover os serviços ecossistêmicos perdidos pelas florestas ao longo dos anos de exploração antrópica. As imagens geradas pelos sensores ópticos dos satélites apresentam informações que vão além da capacidade de percepção visual e extração pelos seres humanos (Zanotta *et al.*, 2019) e possibilitam maior e mais rápido alcance no monitoramento de grandes áreas e ao longo do tempo.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEIXO, I.; NORRIS, D.; HEMERIK, L.; BARBOSA, A.; PRATA, E.; COSTA, F.; POORTER, L. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. **Nature Climate Change**, v. 9, n. May, p. 384–388, 2019.

ALMEIDA, D. R. de; STARK, S. C.; VALBUENA, R.; BROADBENT, E. N.; SILVA, T. S.; DE RESENDE, A. F., ... & BRANCALION, P. H. A new era in forest restoration monitoring. **Restoration Ecology**, v. 28, ed. 1, p.8-11, 2020.

ALVARENGA, M. I. N. **Propriedades físicas, químicas e biológicas de um Latossolo Vermelho-Escuro em diferentes ecossistemas**. Tese de Doutorado. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 211p. 1996.

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J.; DAVIES, S. J.; BENNETT, A. M. Y. C.; MULLER-LANDAU, H. C.; WRIGHT, S. J. CTFS-ForestGEO : a worldwide network monitoring forests in an era of global change. **Global Change Biology**, v. 21, p. 528–549, 2015.

ANDRADE, G. K. O.; FERREIRA, R. A.; FERNANDES, M. M.; SILVA, T. R. DA; SOUZA, I. B. A.; MAGALHÃES, J. S. Regeneração natural em área de reflorestamento misto com espécies nativas no município de Laranjeiras, SE. **Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences / Revista de Ciências Agrárias**, v. 61, p. 1-9, 2018.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, p. 1099–1108, 2007.

AYALA-OROZCO, B.; GAVITO, M. E.; MORA, F.; SIDDIQUE, I.; BALVANERA, P. Resilience of soil properties to land-use change in a tropical dry forest ecosystem. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. March 2017, p. 315–325, 2018.

BALDERA, A.; HANSON, D.A.; KRAFT, B. Selecting indicators to monitor outcomes across projects and multiple restoration programs in the Gulf of Mexico. **Ecol. Ind.**, v. 89, p. 559–571, 2018.

BARROS, A. S.; DE FARIAS, L. M.; MARINHO, J. L. A. Aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) na Caracterização da Cobertura Vegetativa de Juazeiro Do Norte–CE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 6, p. 2885-2895, 2020.

BASTIN, J.-F.; FINEGOLD, Y.; GARCIA, C.; MOLLICONE, D.; REZENDE, M.; ROUTH, D.; ZOHNER, C.M.; CROWTHER, T.W. The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, p. 76–79, 2019.

BIRTWISTLE, A. N. *et al.* Using NDVI to measure precipitation in semi-arid landscapes. **Journal of Arid Environments**, v. 131, p. 15-24, 2016.

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

BRANCALION, P.H.S.; BELLO, C.; CHAZDON, R.L.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; LIMA, R.A.F.; MEDINA, A.; PIZO JR.; M.A., REID, L. 2018. Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests. **Conserv. Lett.** v.8, n. 11, e12454, 2018.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1–32, 1990a.

_____. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. **Plant and Soil**, v. 64, p. 53–64, 1990b.

BULLOCK, J. M.; ARONSON, J.; NEWTON, A. C.; PYWELL, R. F.; REY-BENAYAS, J. M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 10, p. 541–549, 2011.

CHAPIN III, F. S.; LOVECRAFT, A. L.; ZAVALA, E. S.; NELSON, J.; ROBARDS, M. D.; KOFINAS, G. P., ... & NAYLOR, R. L. Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n.45, p. 16637-16643, 2006.

CHAVES, R.B.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S.; ARONSON, J. On the need of legal framework for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo State (Brazil). **Restor. Ecol.**, v. 23, p. 754–759, 2015.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, p. 51–71, 2003.

CHAZDON, R. L. Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. **Biological Conservation**, v. 182, n. October 2014, p. 2015, 2015.

CIRNE-SILVA, T. M.; CARVALHO, W. A. C.; TERRA, M. C. N. S.; SOUZA, C. R.; SANTOS, A. B. M.; ROBINSON, S. J. B.; SANTOS, R. M. Environmental heterogeneity caused by anthropogenic disturbance drives forest structure and dynamics in Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 32, n. 2, p. 125–135, 2020.

COLLALTI, A.; PRENTICE, I. C. Is NPP proportional to GPP? Waring's hypothesis 20 years on. **Tree Physiology**, v. 39, n.8, p. 1473-1483, 2019.

COLE, D. Soil nutrient supply in natural and managed forests. **Plant and Soil**, v. 137, p. 43–53, 1995.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global metaanalysis on the scale of effect. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 440– 448, 2016.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass–fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63–87, 1992.

DAHLGREN, R. A.; DRISCOLL, C. T. The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest , New Hampshire, USA. **Plant and Soil**, v. 158, p. 239–262, 1994.

DÉDA, R. M. **Indicadores biológicos para avaliação do status de desenvolvimento em área de povoamento misto em Mata Atlântica após 12 anos de plantio**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Sergipe. 2017.

DELGADO, R. C.; PEREIRA, M. G.; TEODORO, P. E.; GILSONLEY, L.; CARVALHO, D.

- C. DE; MAGISTRALI, I. C.; VILANOVA, R. S. Seasonality of gross primary production in the Atlantic Forest of Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 14, 2018.
- DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 17, p.1658–1670, 2011.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Eds.). **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3–21.
- DUDLEY, N.; BHAGWAT, S. A.; HARRIS, J.; MAGINNIS, S.; MORENO, J. G.; MUELLER, G. M.; ... & WALTERS, G. Measuring progress in status of land under forest landscape restoration using abiotic and biotic indicators. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 5-12, 2018.
- EHRENFELD, J. G.; RAVIT, B.; ELGERSMA, K. Feedback in the plant-soil system. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, p. 75–115, 2005.
- FAO. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. **Global Forest Resources Assessment 2015**, Desk Reference. 2015.
- FERNANDES, E. C. M.; MOTAVALLI, P. P.; CASTILLA, C.; MUKURUMBIRA, L. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. **Geoderma**, v. 79, n. 1–4, p. 49–67, 1997.
- FERNANDES, M. M.; SILVA, T. R.; FERREIRA, R. A.; PINTO, A. S.; MAGALHÃES, J. S.; SOUZA, I. B. Andrade. Aporte de serapilheira em reflorestamento misto. **Acta Biológica Catarinense**, v. 5, p. 90-97, 2018.
- FERREIRA, R. A. **Restauração de Áreas de Compensação Ambiental da Cimento Sergipe S.A. (CIMESA). RELATÓRIO TÉCNICO FINAL**. 2011.
- FRANCO, A.L.C.; SOBRAL, B.W.; SILVA, A.L.C.; WALL, D.H. Amazonian deforestation and soil biodiversity. **Conservation Biology**, v.33, p.590–600, 2019.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. **Relatório Técnico**, 2018. p. 35.
- GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restor. Ecol.**, v.25, n.6, p. 850–857, 2017.
- GARNETT, S.T.; BURGESS, N.D.; FA, J.E.; FERNÁNDEZ-LLAMAZARES, Á.; MOLNÁR, Z.; ROBINSON, C.J.; WATSON, J.E.M.; ZANDER, K.K.; AUSTIN, B.; BRONDIZIO, E.S.; COLLIER, N.F.; DUNCAN, T.; ELLIS, E.; GEYLE, H.; JACKSON, M.V. Indigenous lands for conservation. **Nat. Sustain.**, v.1, p.369–374, 2018.
- GANDHI, G. M. *et al.* Ndvi: Vegetation change detection using remote sensing and gis—A case study of Vellore District. **Procedia Computer Science**, v. 57, p. 1199-1210, 2015.
- GOES, J. H. D. A. de. **Atributos edáficos como indicadores de qualidade ambiental em área de reflorestamento misto**. 2015. 68p. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2015.

GONZALEZ, E.; SHER, A.A.; TABACCHI, E.; MASIP, A.; POULIN, M. Restoration of riparian vegetation: a global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. **J. Environ. Manage.**, v.158, p.85–94, 2015.

GOTARDO, R.; ADILSON, P.; KAUFMANN, V.; TORRES, E.; PIAZZA, G. A. Características químicas e físicas de um Cambissolo Háplico do Bioma Mata Atlântica sob diferentes usos de solo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.13, n.3, p. 1039-1066, 2020.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession : changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185–206, 2001.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; LUIS, F.; BORGES, G.; THAÍS, P.; OJEDA, A.; ARMANDO, D.; PINEDA, M.; OLIVEIRA, C. Forest Ecology and Management Ecological restoration in Brazilian biomes : Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v.458, 117802, n. November 2019, 2020.

GOMES-DA-SILVA, J.; FORZZA, R.C. Two centuries of distribution data: detection of areas of endemism for the brazilian angiosperms. **Cladistics**, v.37, p.442–458, 2021.

HAYGARTH, P. M.; BARDGETT, R. D.; CONDRON, L. M. Nitrogen and phosphorus cycles and their management. In: GREGORY, P. J.; NORTCLIFF, S. (Eds.). . **Soil conditions and plant growth**. West Sussex: Wiley Blackwell, 2013. p. 132–159.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators ? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological indicators**, v.10, ed. 3., p.584-593, 2010.

HELMER, E. H.; BRANDEIS, T. J.; LUGO, A. E.; KENNAWAY, T. Factors influencing spatial pattern in tropical forest clearance and stand age: Implications for carbon storage and species diversity. **Journal of Geophysical Research**, v.113, G02S04, 2008.

HURSKAINEN, P.; ADHIKARI, H.; SILJANDER, M.; PELLIKKA, P. K. E.; HEMP, A. Auxiliary datasets improve accuracy of object-based land use/land cover classification in heterogeneous savanna landscapes. **Remote Sensing of Environment**, v.233, 111354, 2019.

IDOWU, O. J.; ES, H. M. VAN; GUGINO, B. K.; MOEBIUS, B. N. Farmer-oriented assessment of soil quality using field , laboratory , and VNIR spectroscopy methods. **Plant Soil**, v. 307, p. 243–253, 2008.

JESUS, J. B. de; GAMA, D. C., & FERNANDES, M. M. Estudo da distribuição do bioma Mata Atlântica no Estado de Sergipe. In: VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS. 2014, Recife. **Anais...** p. 553-556. Disponível em:https://web.archive.org/web/20170810094826id_/http://www.bibliotekevirtual.org/simposios/VIIISIMPOSFLORESTA/209-343-1-RV.pdf.

Ji, Z. *et al.* Prediction of Crop Yield Using Phenological Information Extracted from Remote Sensing Vegetation Index. **Sensors**, v. 21, n. 4, p. 1406, 2021.

JIANG, L. *et al.* Análise de mudanças ambientais ecológicas e fatores determinantes associados na China com base em dados de série temporal NDVI. **Ecological Indicators**, v. 129, 107933, 2021.

- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v.204, p.459–473, 2014.
- KEENAN, R. J.; REAMS, G. A.; ACHARD, F.; FREITAS, J. V. DE; GRAINGER, A.; LINDQUIST, E. Dynamics of global forest area : Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015 q. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 9–20, 2015.
- KONDOLF, G.M.; MICHELI, E.R. Evaluating stream restoration projects. **Environ. Manage.**, v.19, p.1–15, 1995.
- LAL, R. Degradation and resilience of soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 352, p. 997–1010, 1997.
- LEITE, M. D. S.; TAMBOSI, L. R.; ROMITELLI, I., & METZGER, J. P. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: A review. **Nature Conservation**, v.11, p.108–118, 2013.
- LEAO, T.; DE MELLO, A. A.; DE ALMEIDA, A. Q.; MOURA, M. A. Ajuste de Modelos para Estimativa do Diâmetro de Copa em uma Área de Reflorestamento Misto na Mata Atlântica. **Brazilian Journal of Biometrics**, v. 35, n. 3, p. 523-536, 2017.
- LEWIS, D. B.; CASTELLANO, M. J.; KAYE, J. P. Forest succession, soil carbon accumulation, and rapid nitrogen storage in poorly remineralized soil organic matter. **Ecology**, v. 95, p. 2687–2693, 2014.
- LI, T.; LÜ, Y.; FU, B.; COMBER, A. J.; HARRIS, P.; WU, L. Gauging policy-driven large-scale vegetation restoration programmes under a changing environment: Their effectiveness and socio-economic relationships. **Science of the Total Environment**, v. 607–608, p. 911–919, 2017.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.
- LONDE, V.; TURINI, F.; RIBEIRO, R.; ROBERTO, F. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 110, n. November 2019, 2020.
- LOZANO-BAEZ, S. E. *et al.* Key gaps in soil monitoring during forest restoration in Colombia. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 4, e13391, 2021.
- LU, C.; TIAN, H.; ZHANG, J.; YU, Z.; PAN, S. Severe Long - Lasting Drought Accelerated Carbon Depletion in the Mongolian Plateau. **Geophysical Research Letters**, v. 46, n. 10, p. 5303–5312, 2019.
- LU, Y.; RANJITKAR, S.; HARRISON, R.D.; XU, J.C.; OU, X.K.; MA, X.L.; HE, J. Selection of native tree species for subtropical forest restoration in southwest China. **Plos One** 12, v. 15, 2017a.
- LU, Y.; RANJITKAR, S.; HARRISON, R.D.; XU, J.; OU, X.; MA, X.; HE, J. Selection of native tree species for subtropical forest restoration in southwest China. **Plos One** 12. v. 12, n.1, 2017b.

MACEDO, M. O.; RESENDE, A. S.; GARCIA, P. C.; BODDEY, R. M. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 1516–1524, 2008.

MAGALHAES, J. S.; FERNANDES, M. M.; AGUILAR, J. M. R. E.; CRISCUOLO, A. R. S. A.; FERNANDES, M. R. M.; FERREIRA, R.A. Avifauna em reflorestamento no município de Laranjeiras - SE. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 28, p. 23-32, 2016.

MALHI, Y.; GARDNER, T. A.; GOLDSMITH, G. R.; SILMAN, M. R.; P, Z. Tropical forest in Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, 2014.

MANSOURIAN, S.; STANTURF, J. A.; DERKYI, M.; AFUA ADUTWUMWAA, E.; VERA L. Forest Landscape Restoration: Increasing the positive impacts of forest restoration or simply the area under tree cover? **Restor. Ecol.**, v.25, n.2, p.178–183, 2017.

MAPBIOMAS - Projeto MapBiomass Alerta 5.0. **Sistema de Validação e Refinamento de Alertas de Desmatamento com Imagens de Alta Resolução**. 2020.

MARCILIO-SILVA, V.; MARQUES, M. C. M.; CAVENDER-BARES, J. Land-use trade-offs between tree biodiversity and crop production in the Atlantic. **Forest Conservation Biology**, v.32, n.5, p.1074–1084, 2018.

MARQUES, M. J.; ÁLVAREZ, A. M.; CARRAL, P.; ESPARZA, I.; SASTRE, B., & BIENES, R. Estimating soil organic carbon in agricultural gypsiferous soils by diffuse reflectance spectroscopy. **Water**, v.12, n.1, p.261, 2020.

MARTINS, S. V.; SARTORI, M.; FILHO, F. L. R.; SIMONELI, M.; DADALTO, G.; PEREIRA, M. L.; SILVA, A. E. S. DA. **Manual De Procedimentos Gerais Para a Restauração Florestal No Estado Do Espírito Santo**. p. 23, 2014.

MASCARO, J.; ASNER, G.P.; DAVIES, S.J.; DEHGAN, A.; SAATCHI, S. These are the days of lasers in the jungle. **Carbon Balance Manage**, v.9, n.1, p.7, 2014.

MCDOWELL, N. *et al.* Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Phytologist**, p. 851–869, 2018.

MELLO, A. A.; MEIRA, A. C. S.; SANQUETTA, C. R.; FERREIRA, R. A. Estimativas de Biomassa e Carbono em área de Mata Atlântica, implantada por meio de reflorestamento misto. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 5, p. 130, 2020.

MELLO, F.F.C.; CERRI, C.E.P.; DAVIES, C.A.; HOLBROOK, N.M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C. Payback time for soil carbon and sugarcane ethanol. **Nature Climate Change**, v.4, p.605–609, 2014.

MELO, F.P.L.; PINTO, S.R.R.; BRANCALION, P.H.S.; CASTRO, P.S.; RODRIGUES, R.R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environ. Sci. Policy**, v.33, p.395–404, 2013.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; ALVARENGA, M. I. N.; VIEIRA, F. B. M. Avaliação da

- qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32(6), p. 2461-2470, 2008.
- MENDES, M. S. *et al.* Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 2, p. 361–370, 2019.
- METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecol. Appl.** v. 10, p. 1147–1161, 2000.
- MORAN, E. F.; BRONDIZIO, E. S.; TUCKER, J. M.; CLARA, M.; MCCracken, S.; FALESI, I. Effects of soil fertility and land-use on *Alseodaphne* forest succession in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 139, n. 1, p. 93–108, 2000.
- NHONGO, E. J. S. *et al.* Caracterização fenológica da cobertura vegetal com base em série temporal NDVI/MODIS na reserva do Niassa-Moçambique. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 6, 2017.
- OCKENDON, N.; THOMAS, D.H.L.; CORTINA, J.; ADAMS, W.M.; AYKROYD, T.; BAROV, B.; BOITANI, L.; BONN, A.; BRANQUINHO, C.; BROMBACHER, M.; BURRELL, C.; CARVERN, S.; CRICKO, H.Q.P.; DUGUYP, B.; EVERETTQ, S.; FOKKENS, B.; FULLERS, R.J.; GIBBONST, D.W.; GOKHELASHVILI, R.; GRIFFIN, V. C.; HALLEY, J.D.; HOTHAM, P.; HUGHES, F.M.R.; KARAMANLIDIS, A.A.; MCOWEN, C.J.; MILES, L.; MITCHELL, R.; RANDSAC, M.R.W.; ROBERTS, J.; SANDOMAE, C.J.; SPENCER, J.W.; BROEKEAG, E.; TEWB, E.R.; THOMAS, C.D.; ANASTASIYA TIMOSHYN, A.; UNSWORTH, R.K.F.; WARRINGTON, S.; SUTHERLAND, W.J. One hundred priority questions for landscape restoration in Europe. **Biol. Conserv.**, v.221, p.198–208, 2018.
- OLIVEIRA, R. E. de; ENGEL, V. L. A Restauração Florestal Na Mata Atlântica: Três Décadas Em Revisão. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 40–48, 2017.
- OSMAN, K. T. Physical properties of forest soils. In: **Forest Soils**. Switzerland: Springer, 2013. p. 19–44.
- PALMER, M.A.; BERNHARDT, E.S.; ALLAN, J.D.; LAKE, P.S.; ALEXANDER, G.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C.N.; SHAH, J.F.; GALAT, D.L.; LOSS, S.G.; GOODWIN, P.; HART, D.D.; HASSETT, B.; JENKINSON, R.; KONDOLF, G.M.; LAVE, R.; MEYER, J.L.; O'DONNELL, T.K.; PAGANO, L.; SUDDUTH, E. Standards for ecologically successful river restoration. **J. Appl. Ecol.**, v.42, p.208–217, 2005.
- PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E.; MEUSBURGER, K.; MONTANARELLA, L.; ALEWELL, C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. **Environ. Sci. Policy** v. 54, p. 438–447, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>.
- PARROTTA, J. A. Productivity , nutrient cycling , and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia* , *Eucalyptus robusta* , and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 124, n. 1, p. 45–77, 1999.
- PEI, Y.; DONG, J.; ZHANG, Y.; YANG, J.; ZHANG, Y.; JIANG, C. Performance of four state-of-the-art GPP products (VPM, MOD17, BESS and PML) for grasslands in drought years. **Ecol. Inform.**, v. 56, p.101052, 2020.

PFEIFER, M.; LEFEBVRE, V.; PERES, C. A.; BANKS-LEITE, C.; WEARN, O. R.; MARSH, C. J.; BUTCHART, S. H. M.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; BARLOW, J.; CEREZO, A.; CISNEROS, L.; D'CRUZE, N.; FARIA, D.; HADLEY, A.; HARRIS, S. M.; KLINGBEIL, B. T.; KORMANN, U.; LENTE, L.; MEDINA-RANGEL, G. F.; MORANTE-FILHO, J. C.; OLIVIER, P.; PETERS, S. L.; PIDGEON, A.; RIBEIRO, D. B.; SCHERBER, C.; SCHNEIDER-MAUNOURY, L.; STRUEBIG, M.; URBINA-CODORNA, N.; WATLING, J. I.; WILLIG, M. R.; MADEIRA, E. M.; JARROS, R. M. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v.551, p.187–191, 2017.

OLIVEIRA, R.E.; ENGEL, V.L. Indicators for the monitoring of restoration in Atlantic Forest and attributes for restored ecosystems. **Sci. Plena**, v.13, p.1–13, 2017b.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, p. 1344–1347, 2009.

PINHO, B. X.; PIMENTEL, F.; MELO, L. DE; TABARELLI, M.; PIERCE, S.; LOHBECK, M. Soil-mediated filtering organizes tree assemblages in regenerating tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 106, n. December 2016, p. 137–147, 2018.

PINTO, L.P.; BEDE, L.C.; FONSECA, M.; LAMAS, I.; MESQUITA, C.A.; PAGLIA, A.; CISALPINO, T.P. **Biomass Brasileiros: Retratos de um País Plural**, pp. 16–55. Casa da Palavra, Conservação Internacional, Rio de Janeiro. 2012.

PIOTTO, D.; FLESHER, K.; NUNES, A. C. P.; ROLIM, S.; ASHTON, M.; MONTAGNINI, F. Restoration plantings of non-pioneer tree species in open fields, young secondary forests, and rubber plantations in Bahia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 474, n. 118389, 2020.

POWERS, J. S.; MARÍN-SPIOTTA, E. Ecosystem Processes and Biogeochemical Cycles in Secondary Tropical Forest Succession. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 497–519, 2017.

PRACH, K.; DURIGAN, G.; FENNESSY, S.; OVERBECK, G. E.; TOREZAN, J. M.; & MURPHY, S. D. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. **Restoration Ecology**, v.27, n.5, p.917-923, 2019.

PULITO, A. P. **Resposta à fertilização nitrogenada e estoque de nitrogênio biodisponível em solos usados para plantações de Eucalyptus**. [s.l.] Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brazil, 2009.

RBMA. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Relatório Fase VI Revisão e Atualização dos Limites e Zoneamento da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em Base Cartográfica Digitalizada. 2008. Disponível em: [http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/RBMAFaseVIDoc\(Portugues\).pdf](http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/RBMAFaseVIDoc(Portugues).pdf)

RBMA. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. RBMA. (2018) "Revisão periódica (2008 - 2018) e atualização dos limites e zoneamento da reserva da biosfera da mata atlântica". Disponível em: <https://rbma.org.br/n/wp-content/uploads/2020/05/fase-7-PORcompactado.pdf>

REIF, M. K; THEEL, H. J. Remote sensing for restoration ecology: application for restoring degraded, damaged, transformed, or destroyed ecosystems Integr. **Environ. Assess. Manag.**, v.13, p.614–630, 2017.

REIJ, C.; GARRITY, D. Scaling up farmer-managed natural regeneration in Africa to restore degraded landscapes. **Biotropica**, v.48, p.834–843, 2016. <https://doi.org/10.1111/btp.12390>.

RESENDE, M. C. N.; KER, J. C.; REZENDE, S. B. DE. **Mineralogia de solos brasileiros: interpretação e aplicações**. Lavras, Brazil: UFLA, 2005.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: Na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, p.208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROBINSON, S.J.B.; VAN DEN BERG, E.; MEIRELLES, G.S.; OSTLE, N. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodivers. Conserv.**, v.24, p.2273–2291, 2015.

ROCHA JUNIOR, P. R. da; STURIÃO, W. P.; NOGUEIRA, N. O.; PASSOS, R. R.; DONAGEMMA, G. K.; RANGEL, O. J. P.; BHATTARAI, R. Soil quality indicators to evaluate environmental services at different landscape positions and land uses in the Atlantic Forest biome. **Environmental and Sustainability Indicators**, v.7, 100047, 2020.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serrapilheira e do banco de sementes do solo para Restauração Florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 34, p. 65–73, 2010.

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

ROMANELLI, J. P.; MELI, P.; SANTOS, J. P. B.; JACOB, I. G.; SOUZA, L. R.; RODRIGUES, A.V.; TREVISAN, D. P.; HUANG, C.; ALMEIDA, D. R. A.; SILVA, L. G. M.; ASSAD, M. L. R. C. L.; CADOTTE, M. W.; RODRIGUES, R. R. Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest. **Science of The Total Environment**, v.821, 153403, 2022.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **NASA special publication**, v. 351, n. 1974, p. 309, 1973.

RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration Success: how is it being measured? **Restor. Ecol.**, v.13, p.569–577, 2005.

RUGGIERO, P. G. C.; METZGER, J. P.; REVERBERI TAMBOSI, L.; NICHOLS, E. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land Use Policy**, v. 82, n. November 2018, p. 283–291, 2019.

SAFAR, N. V. H.; MAGNAGO, L. F. S.; ROLIM, S. G.; SCHAEFER, C. E. G. R. Atlantic Forest topsoil nutrients can be resistant to disturbance and forest clearing. **Biotropica**, v. 51, n. 3, p. 342–354, 2019.

SANTOS, A. L. C.; DE CARVALHO, C. M.; DE CARVALHO, T. M. Importância de remanescentes florestais para conservação da biodiversidade: Estudo de caso na Mata Atlântica em Sergipe através de sensoriamento remoto. **Revista Geográfica Acadêmica**, v.7, n.2, p.58-84, 2013.

SANSEVERO, J.B.B.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F.S.M.; IRIBARREM, A.; FELTRAN-BARBIERI, R.; DOS SANTOS, J.S.; LATAWIEC, A.E.; ALVES-PINTO, H.N.; SILVA, D.; STRASSBURG, B.B.N. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.48, p.890–899, 2016.

SANTANA, R. O.; DELGADO, R. C.; SCHIAVETTI, A. The past, present and future of vegetation in the Central Atlantic Forest Corridor, Brazil. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v.20, e100357, 2020.

SAYER, J.; CHOKKALINGAM, U.; POULSEN, J. The restoration of forest biodiversity and ecological values. **For. Ecol. Manage**, v. 201, p. 3–11, 2004.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v.24, n.9, p.2319–2331, 2015.

SCHOENHOLTZ, S. H.; MIEGROET, H. VAN; BURGER, J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality : challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 138, p. 335–356, 2000.

SIDDIQUE, I.; ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A.; LAMB, D.; NARDOTO, G. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; SCHMIDT, S. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. **Biogeochemistry**, v. 88, p. 89–101, 2008.

SILVA, A. DE S. **Regeneração natural em área de reflorestamento misto no município de Laranjeiras, Sergipe**. São Cristóvão, SE. Monografia (graduação em Engenharia Florestal) – Departamento de Ciências Florestais, Centro de Ciências Agrárias Aplicadas, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 2019.

SILVA JUNIOR, U. J. *et al.* Sensibilidade Espectral dos Índices de Vegetação: GNDVI, NDVI e EVI na Mata Ciliar do Reservatório de Serrinha II–PE, Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 73, n. 1, p. 17-35, 2021.

SILVEIRA, J. G. D.; OLIVEIRA NETO, S. N. D.; CANTO, A. C. B. D.; LEITE, F. F. G. D.; CORDEIRO, F. R.; ASSAD, L. T., ... & RODRIGUES, R. D. A. R. Land use, land cover change and sustainable intensification of agriculture and livestock in the Amazon and the atlantic forest in Brazil. **Sustainability**, v.14, n.5, p.2563, 2022.

SHIMAMOTO, C.Y.; PADIAL, A.A.; DA ROSA, C.M.; MARQUES, M.C.M. Restoration of ecosystem services in tropical forests: a global meta-analysis. **PLoS One**, v.13, p.1–16, 2018.

SILVA JUNIOR, U. J.; GONÇALVES, R. M.; OLIVEIRA, L. M. M.; SILVA JUNIOR, J. A. Sensibilidade Espectral dos Índices de Vegetação: GNDVI, NDVI e EVI na Mata Ciliar do Reservatório de Serrinha II–PE, Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.73, n.1, p.17-35, 2021.

- SILVA, H. F.; RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; LISKA, G. R.; CIRILLO, M. A. **Biomass and Carbon in a Seasonal Semideciduous Forest in Minas Gerais**, v. 25, n. 1, p. 1–9, 2018.
- SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E. S. Matéria Orgânica do Solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Eds.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, Brazil: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275–374.
- SLOAN, S.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S.G. Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. **Landsc. Ecol.**, v.31, p.601–618, 2016.
- SMITH, P.; HOUSE, J.I.; BUSTAMANTE, M.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P.C.; CLARK, J.M.; ADHYA, T.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P.; COTRUFO, M.F.; ELLIOTT, J.A.; MCDOWELL, R.; GRIFFITHS, R.I.; ASAKAWA, S.; BONDEAU, A.; JAIN, A.K.; MEERSMANS, J.; PUGH, T.A.M. Global change pressures on soils from land use and management. **Global Change Biology**, v.22, p.1008–1028, 2016.
- SORREANO, M. C. M.; RODRIGUES, R. R.; E, B. A. **Guia de Nutrição - para Espécies Florestais Nativas**. São Paulo, Brazil: Oficina de Textos, 2012.
- SOS MATA ATLÂNTICA. 2019. **What we do: Forests**. Fundação SOS Mata Atlântica. Disponível em: www.sosma.org.br/en/our-case/the-atlantic-forest/
- SOS MATA ATLÂNTICA. 2022. **Atlas dos remanescentes florestais. Mapas. Relatório Anual**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/iniciativas/atlas-da-mata-atlantica>.
- SOUSA, D.; DAVIS, F. W. Scalable mapping and monitoring of Mediterranean-climate oak landscapes with temporal mixture models. **Remote Sensing of Environment**, v.247, 111937, 2020.
- SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: Editora UFV, 2013.
- SOUZA, C. R.; MAIA, V. A.; DE AGUIAR-CAMPOS, N.; SANTOS, A. B. M.; RODRIGUES, A. F.; FARRAPO, C. L.; GIANASI, F. M.; DE PAULA, G. G. P.; FAGUNDES, N. C. A.; SILVA, W. B.; SANTOS, R. M. Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: A 30-year study case. **Forest Ecology and Management**, v.489, 119043, 2021.
- SOUZA, E. M. S.; ÁLVARES-CARVALHO, S. V.; FERREIRA, R. A.; SILVA-MANN, R. *Schinus terebinthifolia* Raddi: a comparative framework on population genetic structure in a restored area after 12 years. **Genetic Resources and Crop Evolution**, v. 4, p. 01-09, 2022.
- SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **For. Ecol. Manage**, v. 191, p. 185–200, 2004.
- SOUZA, S.E.X.F.de; VIDAL, E.; CHAGAS, G. DE F.; ELGAR, A.T.; BRANCALION, P.H.S. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second growth forests in Southeast Brazil. **Biotropica**, v.48, p.868–881, 2016.

STAMFORD, J. D.; VIALET-CHABRAND, S.; CAMERON, I., & LAWSON, T. Development of an accurate low cost NDVI imaging system for assessing plant health. **Plant Methods**, v.19, n.1, p.9, 2023.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**. v.75, p. 81–86, 1988.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biol. Conserv.** v.106, p. 165–176, 2002.

TAMBOSI, L. R.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; CUNHA, A. A.; GUEDES, F. B. **Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica : em busca de uma estratégia**. [s.l: s.n.].

TEIXEIRA, H. M.; CARDOSO, I. M.; BIANCHI, F. J.; DA CRUZ SILVA, A.; JAMME, D.; PEÑA-CLAROS, M. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v.457, 117696, 2020.

TOLEDO, R. M.; PERRING, M. P.; VERHEYEN, K. Soil properties and neighbouring forest cover affect ground biomass and functional composition during tropical forest restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 21, n. October 2017, p. 179–189, 2018.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; NETO, S. N. DE O.; SOUZA, A. L. DE; CAMPO, R. A.; SCHETTINI, B. L. S. Análise Fitossociológica e Valor de Importância em Carbono para uma Floresta Estacional Semidecidual. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.

TROWBRIDGE, W.B. The role of stochasticity and priority effects in floodplain restoration. **Ecol. Appl.**, v.17, p.1312–1324, 2007.

VERLY, O. M.; LEITE, R. V.; DA SILVA TAVARES-JUNIOR, I.; DA ROCHA, S. J. S. S.; LEITE, H. G.; GLERIANI, J. M., ... & JAVOCINE, L. A. G. Atlantic Forest woody carbon stock estimation for different successional stages using Sentinel-2 data. **Ecological Indicators**, v.146, 109870, 2023.

VIAN, A. L. *et al.* Limites críticos de NDVI para estimativa do potencial produtivo do milho. **Brazilian Journal of Maize and Sorghum**, v. 17, n. 1, p. 91-100, 2018.

VIANI, R. A. G.; HOLL, K. D.; PADOVEZI, A.; STRASSBURG, B. B. N.; FARAH, F. T.; CHAVES, R. B.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration : Perspectives From the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v.10, 1940082917697265, 2017.

VILLANOVA, P. H.; MOREIRA, C.; ELETTO, M.; JACO-, L. A. G.; PEDRO, C.; SOARES, B.; FERNANDES, L.; LEÃO, B.; SCHETTINI, S.; JOSÉ, S.; SOARES, S. Carbon stock growth in a secondary Atlantic Forest. **Revista Árvore**, v. 43, n. 4, p. 1–9, 2019.

VITOUSEK, P. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **American Naturalist**, v. 119, p. 553–572, 1982.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. J. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 137–167, 1986.

- YAO, J. *et al.* Accelerated dryland expansion regulates future variability in dryland gross primary production. **Nat. Commun.**, v. 11, p.1665, 2020.
- YOU, N. *et al.* Isolating the impacts of land use/cover change and climate change on the GPP in the Heihe River Basin of China. **J. Geophys. Res. Biogeosci.**, v. 125, e2020JG005734, 2020.
- WALL, A. Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. **Forest Ecology and Management**, v. 282, p. 175–184, 2012.
- WANG, M. *et al.* Mapping sugarcane in complex landscapes by integrating multi-temporal Sentinel-2 images and machine learning algorithms. **Land Use Policy**, v. 88, p. 104190, 2019a.
- WANG, G. *et al.* Estimating the fractional cover of photosynthetic vegetation, non-photosynthetic vegetation and bare soil from MODIS data: Assessing the applicability of the NDVI-DFI model in the typical Xilingol grasslands. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 76, p. 154–166, 2019b.
- WANG, X. N.; LI, S. Z.; HUANG, S. T.; CUI, Y. J.; FU, H. J.; LI, T.; ZHAO, W. H.; YANG, X. Y. *Pinus massoniana* population dynamics: Driving species diversity during the pioneer stage of ecological restoration. **Glob. Ecol. Conserv.**, v. 27, n. 12, 2021.
- WATSON, J.E.M.; EVANS, T.; VENTER, O.; WILLIAMS, B.; TULLOCH, A.; STEWART, C.; THOMPSON, I.; RAY, J.C.; MURRAY, K.; SALAZAR, A.; MCALPINE, C.; POTAPOV, P.; WALSTON, J.; ROBINSON, J.G.; PAINTER, M.; WILKIE, D.; FILARDI, C.; LAURANCE, W.F.; HOUGHTON, R.A.; MAXWELL, S.; GRANTHAM, H.; SAMPER, C.; WANG, S.; LAESTADIUS, L.; RUNTING, R.K.; SILVA-CHÁVEZ, G.A.; ERVIN, J.; LINDENMAYER, D. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nat. Ecol. Evol.**, v.2, p.599–610, 2018.
- WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restor. Ecol.**, v.5, p.338–349, 1997.
- WINTER, S.; FISCHER, H. S.; FISCHER, A. Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments of forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1624–1632, 2010.
- WINTERHALDER, K.; GROUP, P. W.; HIGGS, E. The SER International Primer on **Ecological Restoration Overview**, v. 2, n. 2, p. 206–207, 2004.
- WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.
- WU, Q.; LANE, C. R.; LI, X.; ZHAO, K.; ZHOU, Y.; CLINTON, N., ... LANG, M. W. Integrating LiDAR data and multi-temporal aerial imagery to map wetland inundation dynamics using Google Earth Engine. **Remote sensing of environment**, v.228, p.1–13, 2019.
- XIAN, G.; HOMER, C.; FRY, J. Updating the 2001 National Land Cover Database land cover classification to 2006 by using Landsat imagery change detection methods. **Rem. Sens. Environ.**, v.113,n.6, p.1133–1147, 2009.
- XU, H.; LI, Y. D.; LIU, S. R.; ZANG, R. G.; HE, F.L.; SPENCE, J. R. Partial recovery of a tropical rain forest a half-century after clear-cut and selective logging. **J. Appl. Ecol.** v. 52, p. 1044–1052, 2015.

- YOSHIDA, C.E.; UIEDA, V.S. The importance of a Biosphere Reserve of Atlantic Forest for the conservation of stream fauna. **Braz. J. Biol.**, v.74, p.382–394, 2014.
- ZAHAWI, R. A.; DANDOIS, J. P.; HOLL, K. D.; NADWODNY, D.; REID, J. L.; ELLIS, E. C. Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. **Biol. Conserv.**, v.186, p.287–295, 2005.
- ZANINI, A. M.; MAYRINCK, R. C.; VIEIRA, S. A.; DE CAMARGO, P. B., & RODRIGUES, R. R. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v.481, 118734, 2021.
- ZANOTTA, D.C.; FERREIRA, M.P.; ZORTEA, M. **Processamento de imagens de satélite**. Oficina de Textos, 2019.
- ZENG, L. *et al.* A review of vegetation phenological metrics extraction using time-series, multispectral satellite data. **Remote Sensing of Environment**, v. 237, 111511, 2020.
- ZHAO, W.; LI, T.; CUI, Y.; HUANG, J.; FU, H.; YANG, X.; LI, S. Demographic performance of a pioneer tree species during ecological restoration in the soil erosion area of southeastern China. **Global Ecology and Conservation**, v. 32, n. e01936, 2021.
- ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEZUELO, C. R. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 28, p. 65–86, 2008.

4. ARTIGO 1

FERTILIDADE DO SOLO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO, APÓS 16 ANOS

Artigo submetido ao periódico CATENA.

RESUMO

Este estudo objetivou analisar a fertilidade do solo de área de Mata Atlântica em restauração, após 16 anos, buscando estabelecer valores de referência para a fertilidade a partir de análises realizadas no ecossistema de referência; responder quais atributos são mais ou menos influenciados pelos anos de restauração florestal e pela posição deste na paisagem topográfica; e comparar valores de indicadores de fertilidade do solo de três diferentes áreas: área reflorestada há 16 anos; área agrícola com uso semelhante ao da área pré-implantação da restauração; e ecossistema de referência. Para isso foram realizadas análises de fertilidade completa para todas as áreas estudadas, bem como incluídos dados históricos de fertilidade de solo para a área de estudo. Observou-se que todos os atributos avaliados variaram com o tempo de restauração e/ou com a mudança de uso do solo. Os atributos magnésio, acidez potencial e matéria orgânica estão fortemente correlacionados com o tempo de restauração. Para os nutrientes fósforo e potássio, a variável topografia age de forma mais intensa que a variável tempo de restauração. O aporte regular de correção e adubação na área agrícola reflete nos teores de fósforo e cálcio, mas a análise do conjunto de atributos avaliados permite inferir que esta área apresenta menor fertilidade. A área em restauração apresenta melhoria com o passar dos anos, todavia, 16 anos não são suficientes para a restauração da fertilidade do solo a níveis de florestas primárias.

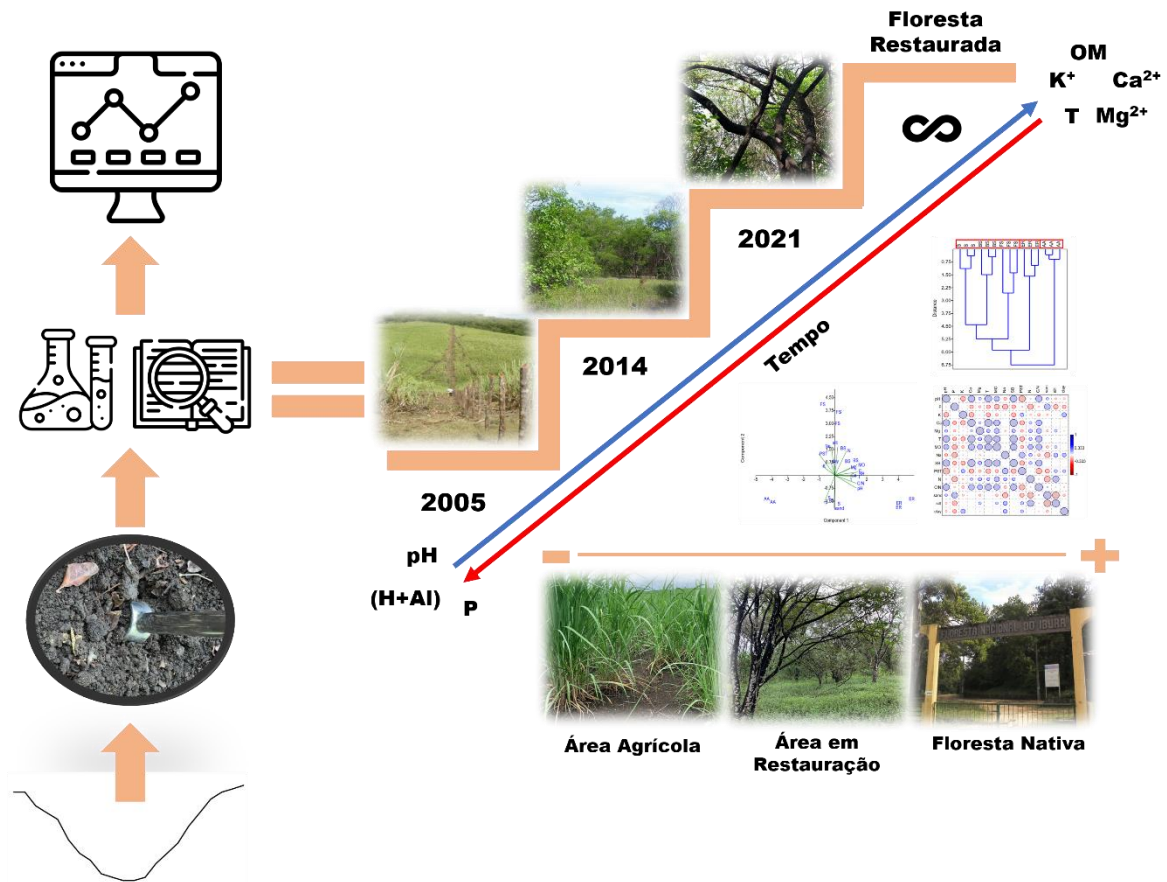
Palavras-chave: Mudança de uso da terra; Posição topográfica; Ecossistema de referência.

ABSTRACT

The aim of this study was to analyze soil fertility 16 years after implementation of restoration efforts in an Atlantic Forest area, establishing indicator values based on the reference ecosystem. This paper addresses questions regarding the effect of restoration time and topographic position on soil properties, comparing fertility indicators in three areas: a 16-year-old reforested area, an agricultural area resembling the pre-restoration phase, and a reference ecosystem. Soil fertility analyses were conducted for all areas, including historical data. Results showed variations in all properties based on restoration time and/or change in land use. Magnesium, potential acidity, and organic matter strongly correlated with restoration time. Phosphorus and potassium were more affected by topography than restoration time. The agricultural area displayed lower fertility despite soil correction and fertilization practices. The restoration area improved over time, but 16 years were insufficient to match primary forest fertility levels.

Keywords: change in land use, topographic position, reference ecosystem

Resumo Gráfico



Destaques

1. Existem fortes correlações entre magnésio, acidez potencial e matéria orgânica com o tempo de restauração, indicando mudanças na fertilidade do solo ao longo do tempo.
2. As características topográficas afetam significativamente o fósforo e o potássio, superando a influência do tempo de restauração nesses atributos do solo.
3. As variações dos atributos do solo entre as subáreas de restauração são fortemente influenciadas pela topografia, enfatizando a necessidade de considerar os efeitos topográficos em projetos de restauração.
4. 16 anos não são suficientes para a restauração da fertilidade do solo a níveis de florestas primárias.
5. A compreensão abrangente das distribuições espaciais de nutrientes do solo em áreas de restauração necessita considerar a interação do uso da terra, topografia e sua interação.

4.1. Introdução

O solo é crucial para os serviços ecossistêmicos, sobrevivência humana, crescimento econômico e desenvolvimento sustentável. No entanto, as atividades antropogênicas podem

degradar o solo, causando esgotamento de nutrientes, perda de fertilidade e poluição (Bruun et al., 2015; Derakhshan-Babaei et al., 2021; Wang et al., 2021).

Impactos antrópicos, como desmatamento, fragmentação e extração seletiva de madeira, alteram significativamente as propriedades químicas e físicas do solo e degradam as funções do solo em florestas tropicais como a Mata Atlântica, com efeitos duradouros (Malhi et al., 2014; Veldkamp et al., 2020).

Os impactos negativos nas propriedades do solo são influenciados pela intensidade, frequência e taxa de desmatamento, resultando em degradação do solo por erosão, compactação, lixiviação, acidificação, salinização e perda de nutrientes (Lal, 1997; Veldkamp et al., 2020). Essas mudanças afetam a produtividade florestal e as funções do ecossistema, impactando a capacidade de recuperação do ecossistema após perturbação (Chazdon, 2014; Pinho et al., 2018; Toledo et al., 2018). O reflorestamento pode reverter parcialmente esses efeitos, mas as condições e funções do solo resultantes diferem daquelas em florestas naturais (Veldkamp et al., 2020).

A restauração florestal é uma estratégia para mitigar os impactos ambientais causados pelas atividades humanas (Li et al., 2017). Todavia, no que diz respeito a indicadores edáficos, poucos estudos abordam o viés do solo nos projetos de restauração, sendo as plantas, os organismos mais estudados, seguidas por fungos, aves, invertebrados, mamíferos e répteis (Guerra et al., 2020). Mendes et al. (2019) afirmam que 59% dos estudos sobre restauração na Mata Atlântica não consideraram nenhum indicador de solo. Quando considerados, os teores de pH, potássio e fósforo do solo estão entre os indicadores mais comumente relatados (Mendes et al., 2019).

Dentre os principais desafios do estudo da restauração, está a dificuldade em se obter valores de referências para definir metas e mensurar o sucesso da restauração (White & Walker, 1997), estabelecer indicadores eficientes e de fácil utilização; e de monitorar grandes áreas e a longo prazo (Viani et al., 2017). Ainda que seja recomendado um estudo histórico das condições

pré-restauração e um mínimo de 10 anos de monitoramento pós-restauração (Kondolf & Micheli, 1995), apenas 16% dos projetos monitoram trajetórias com dados de pré-restauração e 13% incluem mais de seis anos de monitoramento pós-restauração (Gonzalez et al., 2015).

Para a obtenção de valores de referências, florestas primárias são frequentemente usadas como ecossistemas de referência para medir a restauração ecológica e comparar índices ecológicos derivados de estudos em ambas as áreas (Winter et al., 2010). Essa comparação fornece uma estrutura valiosa para a avaliação do progresso da restauração (Brancaion et al., 2015). Valores de referência são objetivos a serem alcançados para cada indicador ecológico de restauração (Brancaion et al., 2015).

Somados a tais dificuldades, quando foca-se no componente solos, duas outras problemáticas são observadas: o custo financeiro da recuperação e restauração do solos degradados que é, geralmente, proibitivo para os agricultores (Soares da Silva et al., 2019); e a falta de estudos que levem em consideração a topografia e formas de relevo, que influenciam a redistribuição de água e elementos dentro de uma paisagem, mas raramente são consideradas em estudos sobre desmatamento e reflorestamento (Veldkamp et al., 2020).

Visando preencher estas lacunas para a área de estudo, o objetivo geral deste estudo foi analisar a fertilidade do solo de área de Mata Atlântica em processo de restauração, após 16 anos de plantio, buscando estabelecer valores de referência para a fertilidade do solo a partir de análises realizadas no ecossistema de referência; responder quais atributos do solo são mais ou menos influenciados pela restauração florestal e pela posição deste na paisagem topográfica; e comparar valores de indicadores de qualidade do solo de três diferentes áreas: área reflorestada há 16 anos; área cultivada; e ecossistema de referência. Os resultados deste estudo podem ajudar cientistas e tomadores de decisão a planejar a nutrição do solo de forma mais eficaz para áreas de restauração florestal.

mudas por hectare em espaçamentos de 9 m². As mudas foram obtidas do Viveiro Florestal da Universidade Federal de Sergipe.

Tabela 1. Lista das espécies arbóreas utilizadas no Projeto de Restauração da Mata Atlântica em 2005.

Família	Espécie	Grupo Ecológico
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi**	Pioneira
	<i>Spondias mombin</i> L.**	Secundária inicial
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pioneira
Annonaceae	<i>Annona montana</i> Macfad.	Intermediária
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Intermediária
Apocynaceae	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Pioneira
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos**	Secundária inicial
	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose**	Secundária inicial
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Secundária inicial
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Intermediária
Capparaceae	<i>Crateva tapia</i> L.	Pioneira
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Secundária inicial
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Secundária inicial
	<i>Cassia grandis</i> L.f.	Secundária inicial
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Secundária inicial
	<i>Erytrina velutina</i> Willd.	Secundária inicial
	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.*	Secundária inicial
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Late Secondary
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Secundária inicial
	<i>Inga vera</i> Willd.	Secundária inicial
	<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P.Queiroz**	Secundária inicial
	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	Secundária inicial
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld**	Secundária inicial
	<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis**	Secundária tardia
Lamiaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	Secundária inicial
Lecythidaceae	<i>Echweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	Secundária inicial
Malvaceae	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	Secundária inicial
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pioneira
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Secundária inicial
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels**	-
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Secundária inicial
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Secundária tardia
Sapindaceae	<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.**	Secundária inicial
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Pioneira

Notes: *Species planted due to biological contamination. ** Species that had nomenclatural changes.

A área de estudo foi dividida em cinco subáreas (Tabela 2) com base no uso do solo: Área Agrícola (AA), Área em Restauração (AR) e Ecossistema de Referência (ER) de Mata Nativa, sendo a Área Reflorestada dividida com base na posição da paisagem em Ombro (O), Meia Encosta (ME) e Sopé (S), conforme descrito por Torrado et al. (2005).

Tabela 2. Caracterização física do solo para as cinco subáreas de estudo.

Tipo de Uso do Solo	Anos de Uso do Solo	Topografia	Areia	Silte	Argila	Classificação Textural
			%			
Área Agrícola	>30	-	56.06	18.00	25.94	Franco Argilo Arenoso
Área em Restauração	16	Ombro	56.06	20.08	23.86	Franco Argilo Arenoso
Área em Restauração	16	Meia Encosta	50.06	20.08	29.86	Franco Argilo Arenoso
Área em Restauração	16	Sopé	40.14	34.09	25.77	Franca
Ecossistema de Referência	Nativa	-	55.04	21.35	23.61	Franco Argilo Arenoso

O Ombro caracteriza-se por ser uma região mais próxima ao topo, com relevo menos acentuado e maior capacidade de infiltração de água. A Meia Encosta é uma zona de transição entre o Ombro e o Sopé, possuindo um relevo mais acentuado. Já o Sopé, é uma área de maior deposição de sedimentos e influenciada constantemente pela várzea.

A área cultivada com produção de cana-de-açúcar é adjacente à área de reflorestamento e é cultivada intensivamente há 30 anos. Serve como referência comparativa para avaliar os impactos da restauração nos atributos avaliados, considerando que representa a condição pré-implantação do projeto.

A Floresta Nacional do Ibura (FLONA) serviu como ecossistema de referência para avaliar o processo de restauração e estabelecer parâmetros comparativos para os atributos estudados. Com 144 hectares, a FLONA do Ibura é uma área primária de Mata Atlântica, reconhecida como Floresta Nacional em 2005. Sua seleção foi baseada na proximidade (aproximadamente 3,5 km) e similaridade do solo com o ecossistema da área de estudo. Ao comparar as condições do ecossistema de referência com o estado atual da área reflorestada, pode-se avaliar o sucesso da restauração e a necessidade de ações corretivas.

Em 2021, foram coletadas amostras de solos deformados nas cinco subáreas estudadas. Três parcelas foram selecionadas para cada subárea: Área Agrícola, Ecossistema de Referência, Ombro, Meia Encosta e Sopé da Área em Restauração, totalizando 15 parcelas amostradas. Um padrão em zigue-zague foi seguido dentro de cada parcela, e cinco sub-amostras foram tomadas em diferentes pontos usando um trado de solo. Essas subamostras foram combinadas para criar uma amostra composta de 1 kg para cada parcela. A amostragem foi feita na profundidade de 0-20 cm, que é conhecida por ter uma forte relação entre a qualidade do solo e a topografia (Zhao et al., 2015). O solo em todas as parcelas foi classificado como Chernossolo Háplico Órtico típico. O mapa de solos da Floresta Nacional do Ibura foi utilizado como referência para a amostragem de solo no Ecossistema de Referência.

As análises químicas do solo foram realizadas no Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de Sergipe (ITPS). O estudo de fertilidade incluiu pH, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, N, Al³⁺, H⁺Al, T, SB, OM, C/N e V. Essas análises seguiram as recomendações da EMBRAPA (EMBRAPA, 2017).

As análises físicas do solo incluíram distribuição granulométrica, classificação textural e especificação do tipo de solo, também seguindo as recomendações da EMBRAPA (EMBRAPA, 2017). Os dados das análises de solo realizadas em 2005 e 2014 foram incorporados ao estudo para uma análise cronológica da fertilidade do solo na área de restauração. Média, desvio padrão, ANOVA, comparações pareadas usando o teste de Tukey, análise de agrupamento hierárquico e análise de componentes principais (ACP) foram realizadas usando Excel®, SPSS versão 24.0 e o software PAST.

4.3. Resultados e Discussão

4.3.1. Fertilidade do solo ao longo do tempo.

A fertilidade do solo para a Área em Restauração foi avaliada durante a implantação do projeto em 2005 e posteriormente em 2014 e 2021. Vale ressaltar que os dados de 2005 e 2014 foram obtidos de Goes (2015), com diferentes metodologias utilizadas para cada ano. Os dados

para a posição da paisagem "Ombro" em 2005 não estavam disponíveis. Por essas razões não foram realizadas análises de médias e regressão para avaliação da fertilidade do solo ao longo dos anos. A Tabela 3 apresenta os dados disponíveis para os três anos avaliados.

Tabela 3. Médias dos atributos químicos dos solos ao longo dos anos para as feições topográficas Ombro (O), Meia Encosta (ME) e Sopé (S).

Atributos	Unidade	2005			2014			2021		
		O	ME	S	O	ME	S	O	ME	S
pH (H ₂ O)		-	8,00	8,30	7,70	7,80	7,40	8,12	8,06	7,70
P ¹	(mg/kg ⁻¹)		0,40	25,60	30,61	21,67	6,80	8,10	1,40	1,40
Na ⁺		-	-	94,30	55,20	69,00	94,30	37,90	50,00	57,35
K ⁺		-	11,00	41,00	0,20	70,20	85,80	37,00	73,80	69,60
Ca ²⁺		-	19,20	26,80	37,41	47,61	54,49	40,00	42,70	32,10
Mg ²⁺	(cmol _c /kg ⁻¹)	-	0,70	1,20	2,58	2,96	4,35	2,50	4,80	6,30
(H ⁺ +Al)		-	0,60	0,70		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T ²		-	19,90	28,10	40,68	51,06	60,35	42,80	47,90	41,30
Al ³⁺		-	-	-	-	-	-	<0,08	<0,08	<0,08
SB ³		-	-	-	-	-	-	42,80	47,90	41,30
MO	(mg/kg ⁻¹)	-	5,00	26,00	27,26	27,94	34,53	28,40	36,80	36,00
V ⁴	(%)	-	-	-	-	-	-	100,00	100,00	100,00
N		-	-	-	-	-	-	0,22	0,22	0,30
C/N		-	-	-	-	-	-	7,50	9,73	6,97

(¹) P = fósforo assimilável; (²) T = CTC a pH 7,0; (³) SB = soma de bases; (⁴) V = saturação por bases.

O pH do solo influencia as reações químicas, a disponibilidade de nutrientes e a produtividade das plantas em restauração. Nas áreas de estudo, o pH do solo é normalmente alto e não inibe o desenvolvimento de espécies florestais. A transição da cana-de-açúcar para a floresta em regeneração pode contribuir para a pequena variação observada ao longo dos anos (dos Santos et al., 2018).

Os valores de Na⁺ diminuíram ao longo do tempo de restauração para ambas as feições topográficas. O uso agrícola intensivo contribui para o acúmulo de sais no solo. O cessamento das práticas agrícolas adotadas na área após a mudança de uso do solo aliado ao incremento de

matéria orgânica nas áreas em restauração pode ser apontado como o principal fator de redução do Na^+ ao longo dos anos.

Os elevados valores observados para o atributo Cálcio pode justificar-se pelo material de origem do solo ser derivado da rocha calcária (Junior et al., 2022) e, conseqüentemente, pelas características intrínsecas do solo em estudo, o qual apresenta alta acumulação de carbonato de cálcio naturalmente (dos Santos et al., 2018), independente da mudança de uso do solo.

Os atributos magnésio, acidez potencial e matéria orgânica apresentaram comportamento semelhante para ambas as feições topográficas, permitindo inferir que tais atributos são diretamente influenciados pelo tempo de restauração. Os valores de magnésio e matéria orgânica aumentaram ao longo do tempo de restauração, enquanto que a acidez potencial diminuiu, chegando a zero.

A matéria orgânica do solo é um indicador fundamental usado para medir serviços ecossistêmicos cruciais, como o sequestro de carbono, retenção de água, fertilidade do solo, controle de erosão, entre outros (Hoffland et al., 2020). Interfere em propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e é considerado o indicador mais relevante de qualidade do solo e o preditor de sucesso da restauração florestal (Minasny et al., 2017; Kalinina et al., 2019).

Diversos estudos em restauração relataram aumento geral de matéria orgânica do solo e carbono do solo ao longo da sucessão, corroborando com os resultados obtidos neste estudo, dentre eles: Deng et al., 2013; Lu et al., 2015; Robinson et al., 2015; Yesilonis et al., 2016; Hall et al., 2017. Essas descobertas ressaltam o impacto positivo da restauração na matéria orgânica do solo e seu papel na melhoria da saúde do solo e no funcionamento do ecossistema de florestas tropicais.

A acidez potencial para o solo estudado é considerada naturalmente baixa pelas características intrínsecas deste solo, todavia a mudança de uso do solo e a diminuição de perturbações antrópicas contribuíram para que a acidez potencial fosse nula com o passar dos anos de restauração e equilíbrio do ecossistema florestal. A cobertura vegetal do solo aumenta a

matéria orgânica (Bedada et al., 2014; Berihun et al., 2017; Hansen et al., 2016), que atua como um neutralizador da acidez (Aye et al., 2016; Xiao et al., 2017), contribuindo para um sistema equilibrado e redução dos efeitos da acidez do solo.

O aumento dos valores de magnésio com o tempo de restauração para ambas as feições topográficas pode ser explicado pela associação do magnésio com a entrada de serrapilheira e matéria orgânica no perfil do solo, que desempenham um papel essencial na retenção e na ciclagem de Mg dentro do ecossistema florestal (Van Der Heijden et al., 2014). As condições ambientais e a disponibilidade de recursos influenciam a densidade de magnésio. Condições adversas dificultam o armazenamento de magnésio a longo prazo (Jiao et al., 2023).

Durante a restauração florestal, a disponibilidade e concentração de magnésio no solo podem mudar. Em áreas degradadas, os níveis de magnésio podem ser baixos devido ao esgotamento de nutrientes ou erosão. À medida que o processo de restauração avança, a entrada de matéria orgânica por meio da queda das folhas e do crescimento da vegetação contribui para o acúmulo de magnésio (Xing et al., 2021).

Com a maturação da floresta restaurada, a ciclagem de nutrientes, incluindo o magnésio, torna-se mais eficiente (Allek et al., 2023). A vegetação estabelecida absorve o magnésio, recicla-o através da queda e decomposição das folhas e o redistribui no ecossistema, aumentando assim a disponibilidade de magnésio a longo prazo (Dampney et al., 2020). Esse aumento de magnésio com o tempo de restauração sugere melhor ciclagem de nutrientes e equilíbrio do ecossistema.

A relação entre o magnésio e o tempo de restauração florestal pode variar dependendo das características do solo, composição de espécies e práticas específicas (Furey e Tilman, 2021). Mais pesquisas são necessárias para entender completamente essa relação.

Os atributos fósforo e potássio apresentaram comportamentos diferentes para as diferentes feições topográficas ao longo dos anos, o que refletiu nos valores de Capacidade de Troca Catiônica. As variações julgam-se estarem relacionadas não apenas com o tempo de restauração e a modificação do uso, mas também com a influência da topografia na área de

estudo, pois esta influencia nas características químicas e físicas do solo (Rocha Junior et al., 2020; Gotardo et al., 2020), especialmente no que diz respeito ao aporte, concentração, lixiviação e deposição de nutrientes no solo (Suleymanov et al., 2021). Essa observação pode ser atribuída à ausência de práticas antrópicas, como preparo, exposição e práticas que aceleram a erosão e, consequentemente, as perdas de solo (Panagos et al., 2015), o que pode levar a diferenças no teor de nutrientes do solo a partir do topo para a parte inferior da paisagem (Ge et al., 2020).

Estudos contínuos de fertilidade do solo e monitoramento de longo prazo são cruciais para uma compreensão abrangente. O monitoramento das mudanças nos indicadores de fertilidade do solo ao longo do tempo fornecerá informações valiosas para futuros esforços de manejo e conservação.

4.3.2. Fertilidade do solo em diferentes usos do solo.

Para avaliar o efeito da restauração florestal na fertilidade do solo, foi feita uma comparação entre os resultados obtidos para a área de estudo e áreas de ecossistema de referência e área agrícola. Na Tabela 4 é possível observar a análise de variância e média para os atributos químicos em solos cultivados nas cinco subáreas estudadas, a saber: Área Agrícola, Ecossistema de Referência, Ombro, Meia Encosta e Sopé.

Para todos os atributos avaliados, as médias apresentaram diferenças significativas entre si, demonstrando que os diferentes usos de solo resultam em alterações na fertilidade do solo e confirmam que 16 anos de reflorestamento não foram capazes de restaurar a fertilidade do solo a níveis de floresta nativa.

A área agrícola apresentou valores significativamente mais baixos para os atributos pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , T, MO, C, SB, N e C/N, indicando impactos negativos na fertilidade do solo causados pelo uso agrícola intensivo da terra. O uso agrícola interfere no comportamento natural deste solo, que é naturalmente básico e com elevado teor de Ca^{2+} . Considerando que a área agrícola recebe adição de corretivos e fertilizantes regularmente, apenas para o atributo fósforo, as ações corretivas resultaram em maiores valores comparados com as demais áreas. As perturbações,

como remoção da vegetação e revolvimento do solo para cultivo, aumentam as perdas de nutrientes através do escoamento e da lixiviação (Ayala-Orozco et al., 2018). Quando avaliados os atributos estudados em conjunto, a área agrícola foi a que apresentou a menor fertilidade dentre as subáreas estudadas.

Para as áreas de Ombro, Meia Encosta e Sopé em restauração florestal, a alta fertilidade do solo é propiciada pelas características naturais do solo e a manutenção desta fertilidade é garantida pela ciclagem de nutrientes advindo do estabelecimento da vegetação sucessional inicial que ajuda a prevenir perdas adicionais de nutrientes do solo (Lewis et al., 2014; Ayala-Orozco et al., 2018). Todavia, é importante ressaltar que ainda que as três subáreas estejam sob restauração florestal, para a maior parte dos atributos avaliados, essas áreas apresentam diferenças significativas entre si, atestando que outros fatores além do uso do solo estão contribuindo para variabilidade dos dados.

Valores significativamente menores de K^+ foram observados para a feição Ombro, enquanto que valores significativamente maiores de Na^{2+} , PST e N foram registrados para a feição Sopé quando comparadas as cinco subáreas estudadas. A feição Sopé sofre influência da várzea, períodos de alagamentos naturais que em parte do ano impede a boa drenagem do solo e permite o acúmulo de sais. Ainda que maiores valores tenham sido observados na feição Sopé, o conteúdo de Na^{2+} não ultrapassa o limite máximo de 1% acima do qual a presença de Na^{2+} no solo é considerada crítica (Albrecht, 1975) para nenhuma das cinco subáreas estudadas.

Valores significativamente maiores para os atributos T, SB, Mg^{2+} , MO, C e C/N foram observados para o ecossistema de referência, apontando essa como a subárea de maior fertilidade do solo. Safar et al. (2019) constataram que o desmatamento de uma floresta de Mata Atlântica madura, com solos pobres em nutrientes, não causou efeitos drásticos aparentes sobre os nutrientes do solo após 37 anos de regeneração e que a floresta tem capacidade de se recuperar naturalmente ao longo do tempo, após perturbação ou abandono do campo, sem exigir manejo do solo. Ademais, afirmaram que o conteúdo de nutrientes essenciais para a produção primária

líquida acima do solo não diferiu entre as florestas maduras e as de crescimento secundário de diferentes idades, indicando que não há perdas ou ganhos significativos após a conversão da floresta e durante a regeneração da floresta.

É importante reconhecer que os impactos na fertilidade do solo decorrentes de distúrbios nos ecossistemas florestais não podem ser generalizados, e a recuperação natural dos solos durante a restauração não pode ser garantida. Portanto, é altamente recomendável realizar estudos contínuos na área em restauração para monitorar a fertilidade do solo ao longo do tempo e determinar se ela eventualmente atingirá níveis comparáveis ao ecossistema de referência. Florestas tropicais maduras preservadas, com distúrbios mínimos, como quedas de árvores, normalmente mantêm suas propriedades naturais do solo (Powers & Marín-Spiotta, 2017). No entanto, mudanças nas propriedades do solo podem ocorrer durante a regeneração natural das florestas (Ayala-Orozco et al., 2018). Monitoramento e pesquisa contínuos são essenciais para obter uma compreensão abrangente das trajetórias de longo prazo da fertilidade do solo em áreas de restauração e para informar estratégias eficazes de manejo do solo.

Os atributos $H+Al$, Al^{3+} e V foram avaliados em todas as cinco subáreas e os resultados foram semelhantes para todas as áreas de estudo. Os valores obtidos para $H+Al$ foram 0, indicando ausência de acidez potencial no solo. Os valores de Al^{3+} ficaram abaixo de $0,08 \text{ cmolc.dm}^{-3}$, sugerindo baixo teor de alumínio. Além disso, todas as áreas apresentaram um valor de V de 100%, indicando um alto nível de saturação acima de 50%, o que é indicativo de solo fértil. Esses achados sugerem que as áreas estudadas apresentavam condições favoráveis em termos de acidez e teor de alumínio, e apresentavam altos níveis de saturação de nutrientes, indicando solo fértil.

Tabela 4. Análise de variância e média para atributos químicos do solo nas áreas estudadas.

Atributo	Área	Média	DS ⁽¹⁾	CV (%)	Minímo	Máximo	p-value ⁽²⁾
pH	Área Agrícola	7.58d ^{a*}	0.03	0.45	7.53	7.61	0.000*
	Ecossistema de Referência	8.48a	0.10	1.20	8.39	8.62	
	Meia Encosta	8.06b	0.05	0.56	8.01	8.12	
	Ombro	8.12b	0.07	0.91	8.02	8.19	
	Sopé	7.70c	0.12	1.56	7.54	7.83	
p (mg. dm ⁻³)	Área Agrícola	11.90a	0.46	3.88	11.25	12.28	
	Ecossistema de Referência	6.62d	0.09	1.35	6.56	6.75	

Atributo	Área	Média	DS ⁽¹⁾	CV (%)	Minímo	Máximo	p-value ⁽²⁾
	Meia Encosta	1.40c	0.10	7.00	1.28	1.52	0.000*
	Ombro	8.10b	0.08	0.94	8.04	8.21	
	Sopé	1.40c	0.33	23.32	0.97	1.76	
K ⁺ (mg. dm ⁻³)	Área Agrícola	85.90a	1.52	1.76	84.04	87.75	0.000*
	Ecossistema de Referência	52.20d	0.30	0.56	51.98	52.62	
	Meia Encosta	73.80b	1.58	2.14	71.69	75.48	
	Ombro	37.00e	2.12	5.73	34.05	38.94	
	Sopé	69.60c	2.40	3.45	66.20	71.33	
Ca ²⁺ (cmol _c . dm ⁻³)	Área Agrícola	19.80d	1.27	6.39	18.48	21.51	0.000*
	Ecossistema de Referência	45.70a	0.49	1.07	45.16	46.35	
	Meia Encosta	42.70b	1.86	4.36	40.13	44.47	
	Ombro	40.00b	1.41	3.54	38.00	41.00	
	Sopé	32.10c	0.91	2.83	31.02	33.24	
Mg ²⁺ (cmol _c . dm ⁻³)	Área Agrícola	4.20d	0.10	2.33	4.08	4.32	0.000*
	Ecossistema de Referência	8.25a	0.02	0.25	8.23	8.28	
	Meia Encosta	4.80c	0.07	1.49	4.70	4.87	
	Ombro	2.50e	0.30	12.12	2.07	2.74	
	Sopé	6.30b	0.24	3.81	5.98	6.56	
T (cmol _c dm ⁻³)	Área Agrícola	24.40d	1.19	4.90	23.03	25.91	0.000*
	Ecossistema de Referência	52.8a	2.67	5.05	48.92	54.83	
	Meia Encosta	47.7b	1.93	4.04	45.03	49.49	
	Ombro	42.7c	1.72	4.04	40.24	43.92	
	Sopé	39.3c	1.78	4.53	37.18	41.30	
MO (g/dm ⁻³)	Área Agrícola	17.5d	0.33	1.87	17.10	17.90	0.000*
	Ecossistema de Referência	43.1a	2.99	6.95	41.39	47.56	
	Meia Encosta	36.8b	0.22	0.59	36.49	36.97	
	Ombro	28.4c	0.57	2.01	27.60	28.90	
	Sopé	36.0b	0.51	1.41	35.37	36.61	
C	Área Agrícola	1.02e	0.02	1.87	1.00	1.04	0.000*
	Ecossistema de Referência	3.13a	0.22	6.95	3.01	3.45	
	Meia Encosta	2.14b	0.01	0.59	2.12	2.15	
	Ombro	1.65d	0.03	2.01	1.60	1.68	
	Sopé	2.09c	0.03	1.41	2.05	2.13	
Na ⁺ (mg. dm ⁻³)	Área Agrícola	28.8d	0.40	1.40	28.42	29.36	0.000*
	Ecossistema de Referência	21.6c	0.32	1.46	21.32	22.05	
	Meia Encosta	50.0a	4.36	8.72	45.81	56.01	
	Ombro	37.9b	0.52	1.38	37.31	38.58	
	Sopé	54.9a	11.62	21.18	39.95	68.11	
SB (cmol _c . dm ⁻³)	Área Agrícola	24.4d	1.19	4.90	23.03	25.91	0.000*
	Ecossistema de Referência	53.2a	2.03	3.82	50.23	54.83	
	Meia Encosta	47.8a	1.93	4.04	45.03	49.49	
	Ombro	42.7bc	1.72	4.04	40.24	43.92	
	Sopé	39.3c	1.78	4.53	37.18	41.30	
PST (%)	Área Agrícola	0.51b	0.02	3.50	0.49	0.54	0.000*
	Ecossistema de Referência	0.18d	0.01	4.45	0.17	0.19	
	Meia Encosta	0.46b	0.06	12.89	0.41	0.54	
	Ombro	0.39c	0.01	3.12	0.38	0.40	
	Sopé	0.61a	0.14	23.39	0.45	0.80	
N	Área Agrícola	0.17c	0.00	0.00	0.17	0.17	0.000*
	Ecossistema de Referência	0.24b	0.02	10.21	0.21	0.27	
	Meia Encosta	0.22b	0.01	2.25	0.22	0.23	
	Ombro	0.22b	0.00	0.00	0.22	0.22	
	Sopé	0.30a	0.01	4.23	0.28	0.31	
C/N	Área Agrícola	6.00d	0.11	1.87	5.86	6.14	0.000*
	Ecossistema de Referência	13.0a	0.83	6.31	12.58	14.32	
	Meia Encosta	9.62b	0.27	2.75	9.23	9.77	
	Ombro	7.50c	0.15	2.01	7.29	7.63	
	Sopé	7.03c	0.21	2.96	6.86	7.33	

(1) Desvio-Padrão (2) One-Way ANOVA Test (p-value < 0.05). *Valores significativos ** Médias seguidas da mesma letra, por atributo, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey

Com base na análise de agrupamento hierárquico (Fig. 2), foi possível observar as semelhanças entre as cinco subáreas estudadas, confirmando que 16 anos de restauração não

foram suficientes para que a área restaurada atingisse padrões de fertilidade semelhantes aos da floresta primária, o que reforça os resultados obtidos na análise de variância.

Além disso, as três subáreas da restauração não apresentaram grande similaridade entre si, sugerindo que a topografia desempenha um papel significativo nos atributos avaliados. Este resultado é consistente com os achados de Zhou et al. (2023), que destacam que o uso da terra, a posição topográfica e a interação entre essas variáveis têm efeitos significativos sobre as distribuições espaciais dos nutrientes do solo em áreas de restauração.

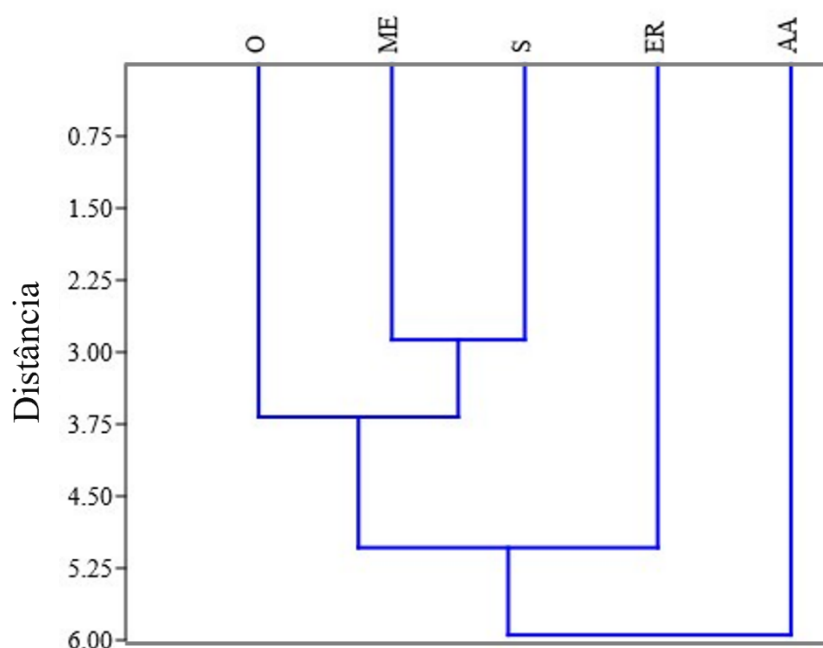


Fig. 2. Análise de agrupamento hierárquico para as cinco subáreas estudadas: Ombro (O), Meia Encosta (ME), Sopé (S), Área Agrícola (AA) e Ecossistema de Referência (ER).

A análise de componentes principais (ACP) exigiu apenas o primeiro e o segundo componente para explicar a variabilidade dos dados devido aos seus altos valores (Fig. 3). Assim, a porcentagem de variância explicada por esses dois componentes principais foi de 84,78% da variância total. Os atributos SB, T, C/N e Ca correlacionaram-se positivamente com o Ecossistema de Referência no lado positivo do eixo 1. Os atributos C, OM, N e Mg correlacionaram-se com o Backslope, confirmando que a deposição de nutrientes via serapilheira

contribui para aumentar fertilidade do solo em áreas com estágios sucessionais mais avançados (Lovett et al., 2018).

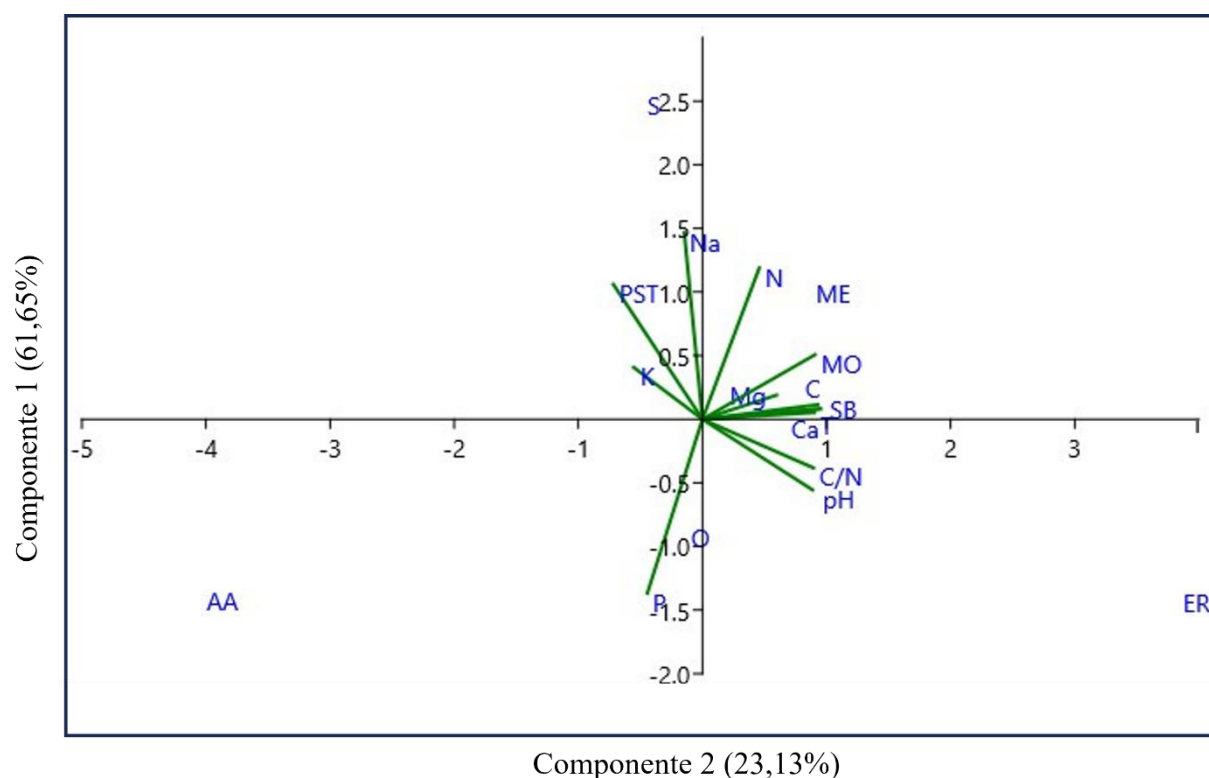


Fig. 3. Análise de componentes principais para as cinco subáreas estudadas: Ombro (O), Meia Encosta (ME), Sopé (S), Área Agrícola (AA) e Ecosistema de Referência (ER), e para os atributos: pH, Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Nitrogênio Total (N), Alumínio (Al), Capacidade Efetiva de Troca Catiônica (T), Soma de Base (SB), Matéria Orgânica (MO), Carbono (C), Carbono/Nitrogênio (C/N) e Porcentagem de Sódio Trocável (PST).

A Área Agrícola se mostrou antagônica aos atributos MO, C, N, SB, Mg, enquanto Encosta foi a área que mais se correlacionou com esses atributos, demonstrando que foi a área com maior acúmulo de MO que acabou refletindo nas outras características da área. O Ombro foi a área que mais se correlacionou com o Ecosistema de Referência. P, K, Na, PST foram os atributos que mais contribuíram para as diferenças entre as subáreas estudadas. Esses resultados confirmam que práticas sustentáveis de manejo da terra são cruciais para melhorar os indicadores

de qualidade do solo em diferentes sistemas de uso da terra em ecossistemas tropicais (Leul et al., 2023).

Com base nas observações da análise de componentes principais, tentou-se explorar as correlações entre os nutrientes. Para tanto, foi realizada uma análise de correlação para todos os atributos (Fig. 4). Considerando as correlações observadas e os resultados deste estudo, novas pesquisas são recomendadas para esclarecer as correlações significativas entre o Mg^{2+} e os atributos Matéria Orgânica, Carbono e C/N, que ainda não foram totalmente elucidadas na literatura.

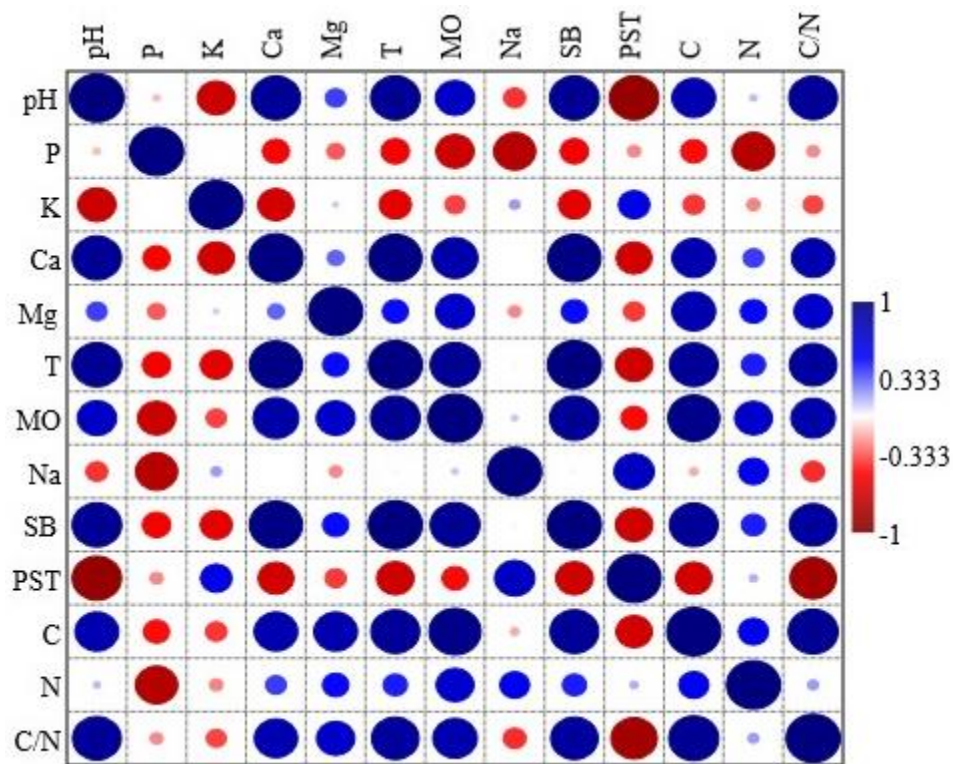


Fig. 4. Análise de correlação dos dados para os seguintes atributos: pH, Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Nitrogênio Total (N), Alumínio (Al), Capacidade Efetiva de Troca Catiônica (T), Soma de Base (SB), Matéria Orgânica (MO), Carbono (C), Carbono/Nitrogênio (C/N) e Porcentagem de Sódio Trocável (PST).

Considerando a fertilidade do solo ao longo do tempo, os atributos magnésio, acidez potencial e matéria orgânica estão fortemente correlacionados com o tempo de restauração. Os

nutrientes fósforo e potássio apresentam diferenças para as diferentes feições topográficas estudadas, sugerindo que a topografia tem maior influência sobre esses atributos do que o tempo de restauração.

Em relação à fertilidade do solo em diferentes usos da terra, embora tenha havido melhora na fertilidade do solo na área de restauração em relação à área de agricultura, 16 anos de restauração não foram suficientes para que a área restaurada atingisse níveis de fertilidade semelhantes aos da floresta primária. A área agrícola apresentou a menor fertilidade entre as subáreas estudadas. Além disso, as três subáreas da restauração apresentaram baixa similaridade entre si, indicando variação significativa influenciada pela topografia nos atributos avaliados.

Os valores de referência obtidos a partir das análises realizadas no ecossistema de referência permitem que comparações sejam realizadas e que eventualmente se determine se a fertilidade do solo sob restauração alcançou os níveis de fertilidade da floresta nativa. Por esse motivo, recomenda-se que estudos de fertilidade sigam sendo realizados na área de estudo ao longo dos anos.

4.4. Referências Bibliográficas

Albrecht WA (1975) The Albrecht Papers. Soil Fertility and Animal Health (Vol. II). Acres USA.

Allek A, Viany Prieto P, Korys KA, Rodrigues AF, Latawiec AE, Crouzeilles R (2023) How does forest restoration affect the recovery of soil quality? A global meta-analysis for tropical and temperate regions. *Restoration Ecology* 31(3):e13747.

Ayala-Orozco B, Gavito ME, Mora F, Siddique I, Balvanera P, Jaramillo VJ, ... & Martínez-Meyer E (2018) Resilience of soil properties to land-use change in a tropical dry forest ecosystem. *Land degradation & development*, 29(2), 315-325.

Aye N S, Sale PWG, Tang C (2016) The impact of long-term liming on soil organic carbon and aggregate stability in low-input acid soils. *Biology and Fertility of Soils* 52(5):697–709.

Bedada W, Karlun E, Lemenih M, Tolera M (2014) Long-term addition of compost and NP fertilizer increases crop yield and improves soil quality in experiments on smallholder farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 195:193–201.

- Berihun T, Tadele M, Kebede F (2017) The application of biochar on soil acidity and other physico chemical properties of soils in southern Ethiopia. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 180(3):381–388.
- Brancalion PHS, Gandolfi S, Rodrigues RR (2015) *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos.
- Brasil. Decreto s/n de 19 de setembro de 2005.
https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/dnn/dnn10637.htm
- Bruun TB, Elberling B, De Neergaard A, Magid J (2015) Organic carbon dynamics in different soil types after conversion of forest to agriculture. *Land Degradation & Development* 26:272–283.
- Chazdon RL (2014) Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. *Biological Conservation* 182.
- Dampney FG, Birkhofer K, Nsiah PK, de la Riva EG (2020) Soil properties and biomass attributes in a former gravel mine area after two decades of forest restoration. *Land* 9(6):209.
- Deng L, Wang KB, Chen ML, Shangguan ZP, Sweeney S (2013) Soil organic carbon storage capacity positively related to forest succession on the Loess Plateau, China. *Catena* 110:1–7.
- Derakhshan-Babaei F, Nosrati K, Mirghaied FA, Egli M (2021) The interrelation between landform, land-use, erosion, and soil quality in the Kan catchment of the Tehran province, central Iran. *Catena* 204:105412.
- Dos Santos HG et al. (2018) *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos* (5th ed.). Embrapa. Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2017). *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 3 ed. Brasília: Embrapa, 2017. 573p.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2017) *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 3 ed. Brasília: Embrapa, 573p.
- Ferreira RA (2011) *Restauração de Áreas de Compensação Ambiental da Cimento Sergipe S.A. (CIMESA). RELATÓRIO TÉCNICO FINAL*.
- Furey GN, Tilman D (2021) Plant biodiversity and the regeneration of soil fertility. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(49):e2111321118.
- Ge J, Wang S, Fan J, Gongadze K, Wu L (2020) Soil nutrients of different land-use types and topographic positions in the water-wind erosion crisscross region of China's Loess Plateau. *Catena* 184:104243.
- Goes JHDA de (2015) *Atributos Edáficos como indicadores de qualidade ambiental em área de Reflorestamento Misto*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Sergipe.
- Gotardo R, Adilson P, Kaufmann V, Torres E, Piazza GA (2020) Características químicas e físicas de um Cambissolo Háplico do Bioma Mata Atlântica sob diferentes usos de solo. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente* 13(3):1039–1066.

- Gonzalez E, Sher AA, Tabacchi E, Masip A, Poulin M (2015) Restoration of riparian vegetation: a global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management* 158:85-94.
- Guerra A, Reis LK, Luis F, Borges G, Thaís P, Ojeda A, Armando D, Pineda M, Oliveira C (2020) Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management* 458(November).
- Hall RL Van, Cammeraat LH, Keesstra SD, Zorn M (2017) Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. *Catena* 149:836-843.
- Hansen V, Müller-Stöver D, Munkholm LJ, Peltre C, Hauggaard-Nielsen H, Jensen LS. (2016) The effect of straw and wood gasification biochar on carbon sequestration, selected soil fertility indicators and functional groups in soil: An incubation study. *Geoderma* 269:99–107.
- Hoffland E, Kuyper TW, Comans RN, Creamer RE (2020) Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil* 455:1-22.
- Jiao C, Zhang J, Wang X, He N (2023) Plant magnesium on the Qinghai–Tibetan Plateau: Spatial patterns and influencing factors. *Science of The Total Environment* 862:160743.
- Junior CRP, Tavares TR, de Oliveira FS, dos Santos OAQ, Demattê JA M, García AC, ... & Pereira MG. (2022) Black soils in the Araripe basin, Northeast Brazil: Organic and inorganic carbon accumulation in a Chernozem-Kastanozem-Phaeozem sequence. *Journal of South American Earth Sciences*, 116, 103789.
- Kalinina O, Cherkinsky A, Chertov O, Goryachkin S, Kurganova I, de Gerenyu VL, ... Giani L (2019) Post-agricultural restoration: Implications for dynamics of soil organic matter pools. *Catena* 181:104096.
- Kondolf GM, Micheli ER (1995) Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management* 19:1-15.
- Lal R (1997) Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 352:997-1010.
- Leul Y, Assen M, Damene S, Legass A (2023) Effects of land use types on soil quality dynamics in a tropical sub-humid ecosystem, western Ethiopia. *Ecological Indicators* 147: 110024.
- Lewis DB, Castellano MJ, Kaye JP. (2014). Forest succession, soil carbon accumulation, and rapid nitrogen storage in poorly remineralized soil organic matter. *Ecology*, v. 95, p. 2687–2693.
- Li T, Lü Y, Fu B, Comber AJ, Harris P, Wu L (2017) Gauging policy-driven largescale vegetation restoration programmes under a changing environment: their effectiveness and socio-economic relationships. *Science of the Total Environment* 607:911-919.
- Lovett GM, Goodale CL, Ollinger SV, Fuss CB, Ouimette AP, Likens GE (2018) Nutrient retention during ecosystem succession: a revised conceptual model. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16(9):532-538.

Lu XH, Zang RG, Huang JH (2015) Relationships between community level functional traits of trees and seedlings during secondary succession in a tropical lowland rainforest. *PLoS One* 10:1–12.

Malhi Y, Gardner TA, Goldsmith GR, Silman MR, Zelazowski P (2014) Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 39.

Mendes MS et al. (2019) Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. *Restoration Ecology* 27(2):361–370.

Minasny B, Malone BP, Mcbratney AB, Angers DA, Arrouays D, Chambers A, Chaplot V, Chen ZS, Cheng K, Das BS, Field DJ, Gimona A, Hedley CB, Hong SY, Mandal B, Marchant BP, Martin M, Mcconkey BG, Mulder VL, O’rourke S, Richer-De-Forges AC, Odeh I, Padarian J, Paustian K, Pan G, Poggio L, Savin I, Stolbovoy V, Stockmann U, Sulaeman Y, Tsui CC, Vågen TG, Van Wesemael B, Winowiecki L (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292:59–86.

Panagos P, Borrelli P, Poesen J, Ballabio C, Lugato E, Meusburger K, Montanarella L, Alewell C (2015) The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54:438–447.

Pinho BX, Pimentel F, De Melo L, Tabarelli M, Pierce S, Lohbeck M (2018) Soil-mediated filtering organizes tree assemblages in regenerating tropical forests. *Journal of Ecology* 106:137–147.

Powers JS, Marín-Spiotta E (2017) Ecosystem Processes and Biogeochemical Cycles in Secondary Tropical Forest Succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, p. 497–519.

Robinson SJB, Van Den Berg E, Meirelles GS, Ostle N (2015) Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 24:2273–2291.

Rocha Junior PR, Sturião WP, Nogueira NO, Passos RR, Donagemma GK, Rangel OJP, Bhattarai R (2020) Soil quality indicators to evaluate environmental services at different landscape positions and land uses in the Atlantic Forest biome. *Environmental and Sustainability Indicators* 7:100047.

Safar NVH, Magnago LFS, Rolim SG, Schaefer CEGR (2019) Atlantic Forest topsoil nutrients can be resistant to disturbance and forest clearing. *Biotropica*, v. 51, n. 3, p. 342–354.

Soares Da Silva A, Seliger R, Sattler D, Heinrich J (2019) Soil degradation in Southeast Brazil: a challenge for restoration and rehabilitation. In *Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro* (pp. 377–389). Springer, Cham.

Suleymanov A, Abakumov E, Suleymanov R, Gabbasova I, Komissarov M (2021) The soil nutrient digital mapping for precision agriculture cases in the trans-ural steppe zone of Russia using topographic attributes. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 10(4):243.

Toledo RM, Perring MP, Verheyen K (2018) Soil properties and neighboring forest cover affect ground biomass and functional composition during tropical forest restoration. *Applied Vegetation Science* 21:179–189.

Torrado PV, Lepsch IF, Castro SS (2005) Conceitos e aplicações das relações pedologia-geomorfologia em regiões tropicais úmidas. *Tópicos Ciência do Solo* 4:145-192.

Van Der Heijden G, Legout A, Pollier B, Ranger J, Dambrine E (2014) The dynamics of calcium and magnesium inputs by throughfall in a forest ecosystem on base poor soil are very slow and conservative: evidence from an isotopic tracing experiment (26 Mg and 44 Ca). *Biogeochemistry* 118:413-442.

Veldkamp E, Schmidt M, Powers JS, Corre MD (2020) Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nature Reviews Earth & Environment* 1(11):590-605.

Viani RA, Holl KD, Padovezi A, Strassburg BB, Farah FT, Garcia LC, Chaves RB, Rodrigues RR, Brancalion PH (2017) Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest restoration pact in Brazil. *Tropical Conservation Science* 10.

Wang J, Zhao W, Wang G, Yang S, Pereira P (2021) Effects of long-term afforestation and natural grassland recovery on soil properties and quality in Loess Plateau (China). *Science of The Total Environment* 770:144833.

Winter S, Fischer HS, Fischer A (2010) Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests. *Forest Ecology and Management* 259:1624-1632.

White PS, Walker JL (1997) Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology* 5:338-349.

Xiao R, Awasthi MK, Li R, Park J, Pensky SM, Wang Q, et al. (2017) Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review. *Bioresource Technology* 246:203–213.

Xing K, Zhao M, Niinemets Ü, Niu S, Tian J, Jiang Y, ... Ma Z (2021) Relationships between leaf carbon and macronutrients across woody species and forest ecosystems highlight how carbon is allocated to leaf structural function. *Frontiers in plant science* 12:674932.

Yesilonis I, Szlavecz K, Pouyat R, Whigham D, Xia L (2016) Historical land use and stand age effects on forest soil properties in the Mid-Atlantic US. *Forest Ecology and Management*, 370:83-92.

Zhao X, Wu P, Gao X, Persaud N (2015) Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. *Land Degradation & Development* 26(1):54-61.

Zhou W, Li C, Zhao W, Stringer LC, Fu B (2023) Spatial distributions of soil nutrients affected by land use, topography and their interactions, in the Loess Plateau of China. *International Soil and Water Conservation Research*.

5. ARTIGO 2

INDICADORES EDÁFICOS E BIÓTICOS DE RESTAURAÇÃO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA, APÓS 17 ANOS DE IMPLANTAÇÃO

Artigo será submetido para a Revista Forest Ecology and Management.

RESUMO

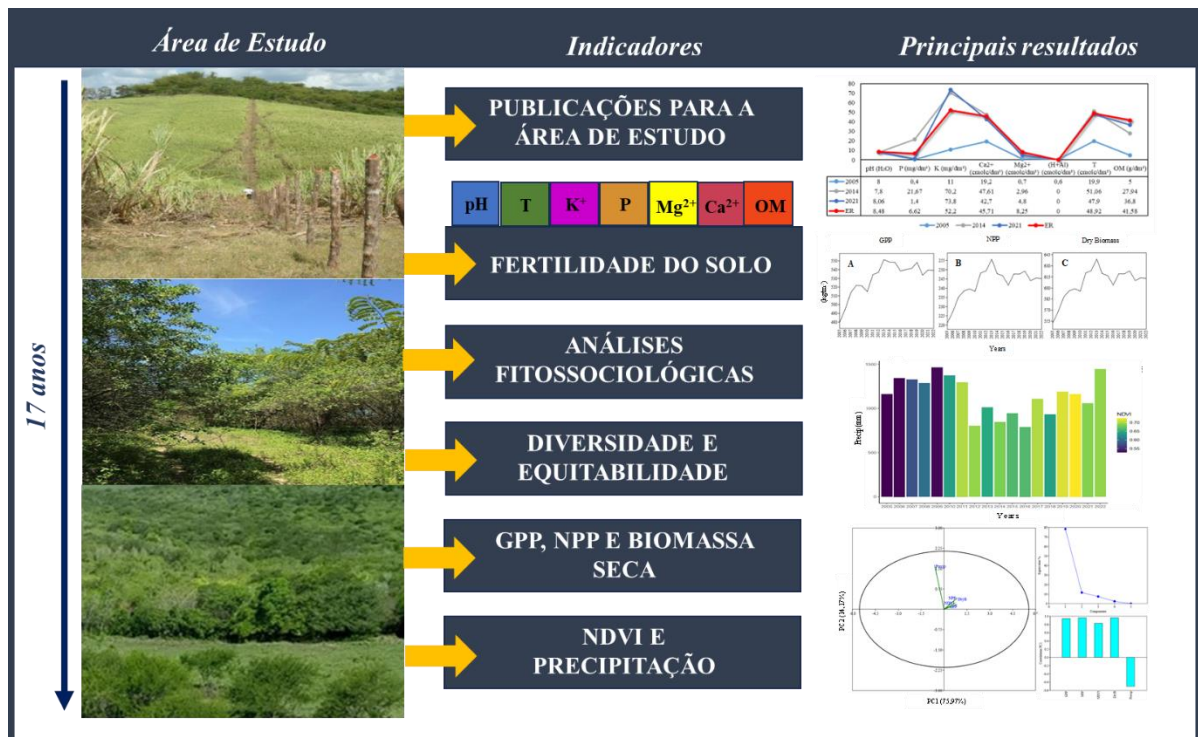
A Mata Atlântica é um *hotspot* global sujeito a diversos impactos antropogênicos. O estabelecimento da restauração florestal nasce a partir da necessidade de mitigação desses impactos. A avaliação de grandes áreas a longo prazo é um entrave para a fase de monitoramento da restauração. O uso de indicadores ecológicos pode ajudar a identificar falhas e lacunas na tomada de decisões sobre intervenções, possibilitando a conservação dos recursos naturais, a sustentabilidade e a manutenção da biodiversidade. Portanto, este estudo teve como objetivo avaliar indicadores bióticos e edáficos em área de Mata Atlântica em processo de restauração florestal, 17 anos após a implementação. Foram avaliados a fertilidade do solo ao longo dos anos e índices de vegetação, como frequência absoluta e relativa; densidade absoluta e relativa; dominância absoluta e relativa; valor de importância, Índices de diversidade florística de Shannon (H'), Índice de Equidade das espécies (J'), biomassa e carbono vegetal; cobertura do solo e NDVI. Esses índices foram obtidos *in situ* e a partir de ferramentas de georreferenciamento. Os resultados obtidos demonstram que o conjunto dos indicadores avaliados permite compreender o estágio sucessional da área de estudo bem como avaliar o andamento do processo de restauração. Após 17 anos a área se encontra em pleno processo de restauração, coberta por um dossel fechado e composta por uma vegetação densa, que ainda que apresente baixos índices de diversidade e equidade de espécies, reabilitou diversos serviços ecossistêmicos providos pelas florestas, como proteção do solo, acúmulo de biomassa e estocagem de carbono.

Palavras-chave: Bioma Mata Atlântica; indicadores bióticos de recuperação; fitossociologia; análise geoespacial; diversidade genética.

Abstract. The Atlantic Forest is a global hotspot subject to several anthropogenic impacts. The establishment of Forest Restoration arises from the need to mitigate these effects. However, long-term monitoring of large areas is an entry point to the Restoration monitoring phase. The use of ecological indicators can help to identify failures and gaps in decision-making on interventions, allowing the conservation of natural resources, sustainability and maintenance of biodiversity. Therefore, this study aimed to evaluate biotic and edaphic indicators of an Atlantic Forest area undergoing forest restoration, 17 years after implementation. Soil fertility over the years and vegetation indices were evaluated, such as absolute and relative frequency; absolute and relative density; absolute and relative dominance; importance value, Shannon floristic diversity indices (H'), species equity index (J'), plant biomass and carbon; land cover and NDVI. These indices were obtained *in situ* and from georeferencing tools. The results showed that the set of evaluated indicators allows understanding the successional stage of the study area and assesses the progress of the restoration process. After 17 years, the area is in the middle of a restoration process, covered by a closed canopy and composed of dense vegetation, which, although presenting low levels of diversity and species equity, has rehabilitated several ecosystem services provided by the forests, such as soil protection, biomass accumulation and carbon storage.

Keywords: Atlantic Forest Biome; biotic indicators of restoration; phytosociology; geospatial analysis; Genetical diversity.

Resumo Gráfico



Destaques

1. Após 17 anos, a área está coberta por dossel fechado e composta por vegetação densa.
2. A área retornou diversos serviços ecossistêmicos providos pelas florestas.
3. A fertilidade do solo melhorou ao longo dos anos de restauração.
4. O teor de matéria orgânica foi fundamental para avaliar a qualidade do solo da área.
5. *GPP*, *NPP* e *Biomassa Seca* apresentaram comportamento crescente com o passar dos anos.

5.1. Introdução

Florestas tropicais, como a Mata Atlântica, estão sujeitas a vários impactos antropogênicos, como desmatamento, fragmentação e supressão (Malhi et al., 2014). Quando isto acontece, a produtividade da floresta e as funções do ecossistema também são afetadas e, em última análise, a capacidade do ecossistema de se recuperar após perturbação (Chazdon, 2015; Pinho et al., 2018; Toledo et al., 2018).

Nesse contexto, o estabelecimento da restauração florestal faz-se necessário devido à necessidade de mitigação dos impactos ambientais gerados pelas atividades humanas (Li et al., 2017). Todavia, dentre os principais problemas do estudo da restauração, estão a dificuldade em se obter valores de referência para definir metas e mensurar o sucesso da restauração (White; Walker, 1997), em estabelecer indicadores eficientes e de fácil utilização; e em monitorar grandes

áreas a longo prazo (Viani et al., 2017). Ainda que Kondolf e Micheli (1995) recomendem estudo histórico de condições pré-restauração e um mínimo de 10 anos de monitoramento pós-restauração, Gonzalez et al. (2015) constataram que apenas 16% dos projetos monitoram trajetórias com dados de pré-restauração; e apenas 13% incluíram dados de mais de seis anos de monitoramento pós-restauração.

Riqueza de espécies arbóreas, cobertura do dossel, altura de indivíduos plantados ou em regeneração, área basal e densidade de árvores são alguns exemplos de indicadores ecológicos usados para monitorar a recuperação da diversidade, estrutura e função em áreas de restauração (Londe et al., 2020). Indicadores de qualidade do solo também são fundamentais para a compreensão e o gerenciamento dos ecossistemas. Apesar das evidências sobre a importância do solo para a prestação de serviços locais e globais do ecossistema, como regulação da água e sequestro de carbono, o solo continua sendo um aspecto pouco investigado no meio ambiente florestal (Mendes et al., 2019). Poucos estudos abordam o viés do solo nos projetos de restauração, como apontam Guerra et al. (2020). Enquanto Mendes et al. (2019) afirmam que 59% dos estudos sobre restauração na Mata Atlântica não consideram nenhum indicador de solo.

As ferramentas geoespaciais têm sido reconhecidas como uma estratégia eficiente para monitorar e interpretar o uso e ocupação do solo e desenvolver planos de gestão e conservação ambiental mais eficientes (Wu et al., 2019; Hurskainen et al., 2019; Sousa e Davis, 2020). Essas ferramentas são particularmente úteis em projetos de reflorestamento de longo prazo. No entanto, é necessário combinar os resultados com o uso de indicadores biológicos para inferir sobre a evolução da estrutura vertical e horizontal da floresta, a fim de orientar estratégias que busquem alcançar eventos sucessivos em projetos de restauração. Combinar ferramentas geoespaciais e indicadores biológicos pode melhorar o monitoramento e a avaliação dos esforços de restauração e garantir o sucesso dos projetos de reflorestamento.

A avaliação e o monitoramento contínuos das áreas são necessários para entender a dinâmica temporal da área e avaliar o sucesso do projeto de restauração ao longo do tempo (Viani et al., 2017). Essas avaliações podem fornecer informações sobre as mudanças na paisagem temporal e nos componentes ambientais e determinar se o projeto de restauração foi eficaz em atingir seus objetivos. O uso desses indicadores bióticos e edáficos pode ajudar a identificar falhas e a tomar acertadas decisões sobre intervenções, possibilitando a conservação dos recursos naturais, a sustentabilidade e a manutenção da biodiversidade (Almeida, 2016). Portanto, este estudo teve como objetivo avaliar por meio de indicadores bióticos e edáficos uma área de Mata Atlântica em processo de restauração florestal, 17 anos após a implementação.

5.2. Material e Métodos

Os procedimentos metodológicos são apresentados de forma simplificada na Figura 1.



Legenda:

GPP (Gross Primary Production = Produtividade Primária Bruta)

NPP (Net Primary Production = Produtividade Primária Líquida)

NDVI (Normalized Difference Vegetation Index = Índice de Vegetação da Diferença Normalizada)

Figura 1. Fluxograma metodológico

5.2.1. Área de estudo

A área experimental de Mata Atlântica em reflorestamento, localizada no município de Laranjeiras, Sergipe, Brasil (Figura 2), conta com aproximadamente 46 hectares e constitui parte de um projeto de compensação ambiental, realizado no ano de 2005 pela Empresa Votorantim Cimentos – S.A. (CIMESA), na Fazenda Brandão, que teve como objetivo a implantação de projeto de restauração florestal na área de Reserva Legal da empresa. Anteriormente à implantação do projeto, a área era ocupada pelo monocultivo de cana-de-açúcar por 30 anos. Como a maioria dos cultivos convencionais da cultura, eram realizados diversos tratos culturais, como, aração, adubação, eliminação de plantas invasoras, corte e queima e colheita anual.

No início do projeto foram realizadas a identificação e o mapeamento das áreas quanto aos parâmetros físicos, químicos e formas de vegetação, além da identificação das glebas levando-se em consideração os níveis de pedregosidade, relevo, tipo de solo e declividade, quando foram identificadas as topossequências mais representativas na área.

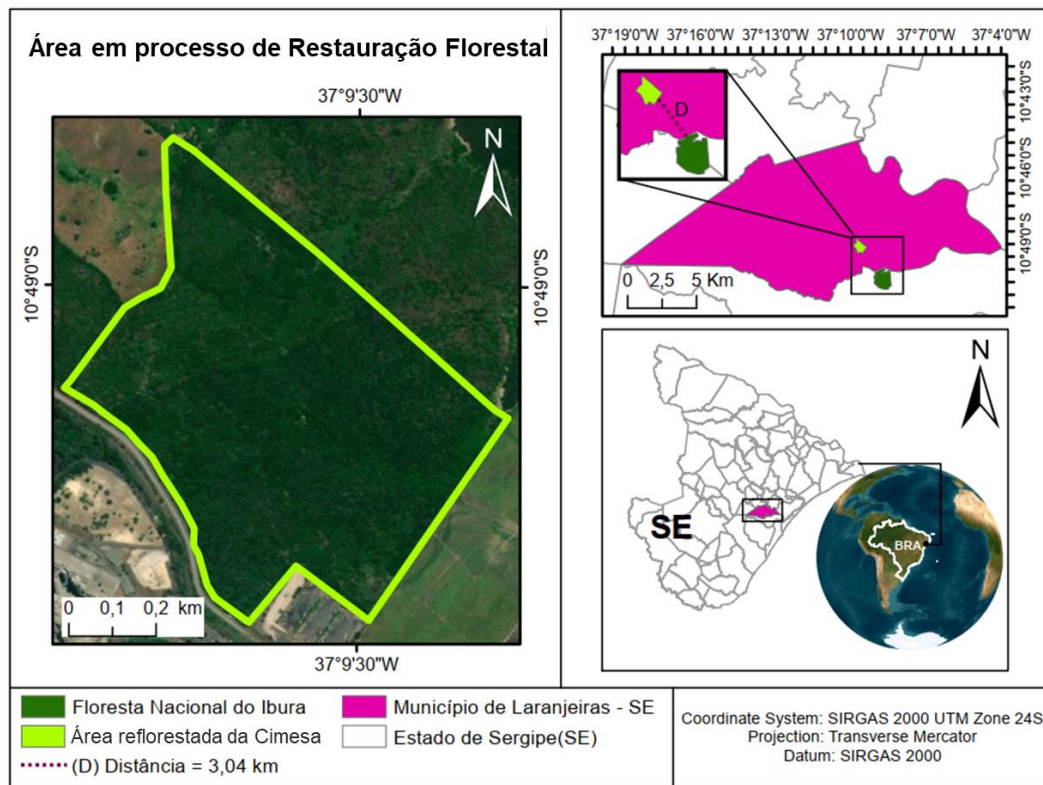


Figura 2. Localização geográfica da área de estudo e do ecossistema de referência no município de Laranjeiras, Sergipe, Brasil.

Foi realizado plantio heterogêneo de 34 espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos (Tabela 1), provenientes de remanescentes de Mata Atlântica do estado de Sergipe. Foram plantadas cerca de 1.111 mudas/ha em espaçamentos de 3x3, provenientes do Viveiro Florestal nas dependências do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Sergipe.

Tabela 1. Relação das espécies arbóreas utilizadas na implantação do projeto de restauração em área de Mata Atlântica, Laranjeiras, Sergipe.

Família	Nome científico	Classe Sucessional
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi**	Pioneira
	<i>Spondias mombin</i> L.**	Secundária inicial
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pioneira
Annonaceae	<i>Annona montana</i> Macfad.	Secundária tardia
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Secundária tardia
Apocynaceae	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Pioneira
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos**	Secundária inicial
	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose**	Secundária inicial
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Secundária inicial
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Secundária tardia
Capparaceae	<i>Crateva tapia</i> L.	Pioneira

	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Secundária inicial
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Secundária inicial
	<i>Cassia grandis</i> L.f.	Secundária inicial
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Secundária inicial
Fabaceae	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Secundária inicial
	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.*	-
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Secundária tardia
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Secundária inicial
	<i>Inga vera</i> Willd.	Secundária inicial
	<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P. Queiroz**	Secundária inicial
	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	Secundária inicial
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld**	Secundária inicial
	<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis**	Secundária tardia
Lamiaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	Secundária inicial
Lecythidaceae	<i>Echweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	Secundária inicial
Malvaceae	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	Secundária inicial
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pioneira
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Secundária inicial
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels**	-
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Secundária inicial
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Secundária tardia
Sapindaceae	<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.**	Secundária inicial
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Pioneira

Fonte: Dados obtidos e adaptados de Ferreira (2011). Notas: *Espécie plantada em virtude de contaminação biológica. **Espécies que tiveram mudanças nomeclaturais.

5.2.2. Levantamento Bibliométrico

Um levantamento bibliométrico foi realizado com o objetivo de obter todos os trabalhos existentes para a área de estudo de forma a sintetizar os resultados obtidos. A busca pelos estudos foi realizada nas bases de dados *Web of Science*, *Scopus*, *Scielo*, *Capes*, *Google Acadêmico* e *Repositório da Universidade Federal de Sergipe*. A análise não foi restringida por data de publicação. Artigos de periódicos revisados por pares, dissertações e teses foram incluídos no banco de dados, e os que não atendiam a esses critérios foram excluídos. As palavras-chave usadas para busca foram: “Mata Atlântica”; “Sergipe”; “Reflorestamento”; e “Indicadores de Restauração”.

5.2.3. Indicadores bióticos de vegetação

Os dados para o estudo fitossociológico foram coletados em 2022 considerando-se a estrutura horizontal, ou seja, a distribuição espacial das espécies arbóreas que compõem a

vegetação. No momento pós-plantio, foram instaladas 30 parcelas fixas de 600 m² cada, para esta análise, foram amostradas nove parcelas representativas, parcelas de mesmo tempo de plantio, que não apresentavam efeito de borda nem presença de intervenções antrópicas. Os parâmetros fitossociológicos calculados foram: frequência absoluta (FA) e relativa (FR); densidade absoluta (DenA) e relativa (DenR); dominância absoluta (DomA) e relativa (DomR); e valor de importância (VI).

Ademais, foram realizadas análises de heterogeneidade a partir de estimativas dos índices de diversidade florística de Shannon (H'), como proposto por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), de equitabilidade das espécies (J') (Pielou, 1949), de biomassa e de carbono estocado (Sanquetta et al., 2018). Para obtenção dos dados para as análises, todos os indivíduos arbóreos com CAP (Circunferência a altura do peito) ≥ 15 cm tiveram suas circunferências a 1,30 m e alturas totais (AT) medidas com o auxílio de fita centimétrica e vara telescópica (Vmr-6 Helite), respectivamente. A determinação da biomassa foi realizada pelo método indireto, e para isso foi utilizada (Equação 1) alométrica desenvolvida por Sanquetta et al. (2018), seguindo o adotado por Mello et al. (2020) para a mesma área:

Equação 1

$$\log(\text{biomassa total seca}) = -0,717903255 + 0,940214879. \log(dap) + 1,345432588. \log(ht). 1,109844005$$

Em que: dap = diâmetro a 1,30 m; e ht = altura total.

A partir dessa equação foi possível obter a estimativa de biomassa em quilogramas (kg). Para a conversão da biomassa (toneladas) em carbono (toneladas) utilizou-se o fator 41,2%, encontrado por Vieira et al. (2009), através de determinação direta pelo método de combustão a seco. Os valores obtidos foram comparados aos dados existentes para a área de estudo. A tabulação e quantificação dos dados foram realizados com uso do Software Excel®.

5.2.4. Atributos de fertilidade do solo

Os atributos do solo foram avaliados após 16 anos de restauração. Amostras de solo foram coletadas em outubro de 2021 em 9 parcelas, na profundidade de 0-20 cm, uma vez que é nessa faixa, segundo Zhao et al. (2015), que ocorre a forte relação entre qualidade do solo e topografia, além disso, é onde ocorrem as maiores alterações químicas e físicas em solos cultivados. Para efetuar a coleta das amostras, cada parcela foi percorrida em zigue-zague, das quais foram retiradas, com o auxílio de um trado holandês, 5 amostras simples em pontos diferentes, que

posteriormente foram misturadas para compor a amostra composta de 1 kg para cada uma das parcelas. Visando estabelecer valores de referência para os atributos estudados, a metodologia de amostragem foi replicada no ecossistema de referência, Floresta Nacional do Ibura, floresta nativa de Mata Atlântica, criada pelo Decreto s/nº de 19 de setembro de 2005, escolhida por apresentar proximidade geográfica e características de solo e vegetação similares às da área de estudo. Parâmetros de fertilidade do solo, incluindo pH (H₂O), Fósforo (P), Potássio (K⁺), Cálcio (Ca²⁺), Magnésio (Mg²⁺), Acidez Potencial (H+Al), Capacidade de troca de Cátions efetiva (CTC efetiva) (T) e Matéria Orgânica (MO) foram avaliados seguindo o Manual da EMBRAPA (EMBRAPA, 2017). Os resultados foram comparados com dados existentes para 2005 e 2014 para a mesma área.

5.2.5. Análises dos dados de geoprocessamento

As imagens dos satélites Landsat 7 ETM (L7) e 8 OLI (L8) foram analisadas no *Google Earth Engine* (GEE) usando o banco de dados fornecido pelo *United States Geological Survey* (USGS). A refletância da superfície (SR) foi usada para obter a cobertura vegetal da área estudada. Os pixels foram compostos por valores medianos de SR para cada ano. Para remover pixels com nuvens, aplicou-se a função *mask cloud* e usou-se o algoritmo Fmask, que utiliza a banda Q60 como referência para uma banda *bitmask* com informações de máscara de nuvem.

Dados de Produtividade Primária Bruta (GPP) do MOD17A2H e os dados de Produção Primária Líquida (NPP) do MOD17A3HGF do sensor MODIS também foram obtidos para os anos de 2005 a 2022. Esses produtos fornecem dados GPP e NPP a cada oito dias para ecossistemas terrestres (Running; Zhao, 2015, 2019). Os dados foram obtidos da plataforma USGS e os valores foram extraídos utilizando o *Code Editor da plataforma GEE*. A partir dos dados de NPP foram obtidos dados de Biomassa Seca seguindo metodologia proposta por Bajić et al. (2017) para a conversão de carbono em biomassa seca. A conversão foi realizada de acordo com a seguinte Equação (FAO, 2015):

Equação 2

$$Biomassa\ Seca = NPP \times 30/12$$

Também foi realizada a estimativa do índice de vegetação por diferença normalizado (NDVI) utilizando-se a plataforma de análise geoespacial GEE. Para esta análise foi realizado o processamento da coleção das imagens do Sentinel 2A TOA, onde foram selecionadas imagens entre as datas de 01 de janeiro de 2004 a 31 de dezembro de 2022. Para o cálculo foram utilizadas

as bandas Red (Band4 – 665 nm) e a do Infravermelho próximo (Band8 – 842 nm) conforme apresentado na Equação 3.

Equação 3

$$NDVI = \frac{(BAND8 - BAND4)}{(BAND8 + BAND4)}$$

Em seguida, comparou-se a relação entre os valores anuais máximos do NDVI com o valor total acumulado de chuva (precipitação) para cada ano de 2004 a 2022. Os dados de precipitação foram obtidos a partir da estação meteorológica do Aeroporto de Aracaju, município vizinho ao município de estudo. Única estação meteorológica com dados para todos os anos estudados. Os registros da estação foram corrigidos para a diferença de altitude entre a estação e o município de Laranjeiras, de acordo com o modelo de Atmosfera Padrão Internacional e pela mudança relativa presente na análise retrospectiva da era por satélite MERRA-2 entre os dois locais. Em posse dos resultados, gerou-se um gráfico comparativo entre NDVI *versus* RAINING utilizando o software R.

Ademais, foram analisados os valores anuais médios e máximos da área de estudo para série temporal escolhida, sendo apenas utilizado como referência o valor máximo de cada mês por representar o melhor valor dentro de cada mês em termos de desenvolvimento vegetacional.

5.2.6. Análise estatística dos dados

Por fim, foram realizadas análises de normalidade dos dados, segundo o método de Shapiro–Wilk, de Correlação e de Componentes Principais (PCA) para os atributos GPP, NPP, Biomassa Seca, Precipitação e NDVI ao longo dos anos de restauração, de 2005 a 2022. Os dados foram tabulados com uso do Software Excel® e analisadas no Software PAST4.03.

5.3. Resultados e Discussão

5.3.1. Revisão bibliométrica

Para a área de estudo foram realizados trabalhos com vários indicadores ecológicos (Tabela 2): diversidade genética (Souza et al., 2022), estimativa do diâmetro de copa (Leão et al., 2017), distribuição de espécies (Silva, 2019), presença de avifauna (Magalhães et al., 2016), regeneração natural (Andrade et al., 2018), aporte de serrapilheira (Fernandes et al., 2018), indicadores biológicos (Déda, 2017; Silva, 2019), estoque de carbono (Mello et al., 2020) e atributos edáficos (Goes, 2015). Esses estudos cumprem o objetivo de avaliação e monitoramento da área e possibilitam entender os impactos do reflorestamento na recuperação da área de estudo.

Tabela 2. Lista de trabalhos de monitoramento encontrados para a área de Mata Atlântica em processo de restauração em Laranjeiras, Sergipe, Brasil.

Referência	Indicador	Principais Conclusões
SOUZA et al. (2022)	Diversidade genética	A área foi estabelecida com indivíduos de alta diversidade genética. Para a conservação de populações de <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi em períodos curtos e longos, as populações necessitam de estratégias de conservação para manter sua diversidade genética e conter os efeitos da deriva genética.
MELLO et al. (2020)	Biomassa e Carbono	Os estoques totais de biomassa e carbono acima do solo foram de 15,64 t.ha ⁻¹ e 6,44 t.ha ⁻¹ , respectivamente, para o ano de 2014, aumentando em 2015 para 18,44 t.ha ⁻¹ e 7,59 t.ha ⁻¹ e em 2016 para 21,13 t.ha ⁻¹ e 8,70 t.ha ⁻¹ . O incremento periódico anual (IPA) obtido foi de 2,7 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ para a biomassa e 1,1 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ para o carbono.
SILVA (2019)	Distribuição de espécies	A aroeira (<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi), espécie pioneira com fácil dispersão, apresenta melhor distribuição na área e está criando condições para que ocorra o processo de sucessão ecológica, por meio do estabelecimento de espécies com níveis sucessionais tardios. O processo de regeneração natural da área de estudo apresentou uma boa diversidade de espécies nas três formas de regeneração avaliadas e possibilitou conhecer e analisar o processo de reflorestamento no local de estudo.
ANDRADE et al. (2018)	Regeneração Natural	Verificou-se predomínio de espécies pioneiras, baixa diversidade na regeneração natural, ocasionadas pelo pastejo de equinos na área. Pouca similaridade florística entre os regenerantes e as espécies arbóreas plantadas. As espécies zoocóricas são recomendadas para uso em reflorestamentos que apresentam fragmentos florestais no entorno.
FERNANDES et al. (2018)	Aporte de Serrapilheira	O aporte de serrapilheira apresentou padrão sazonal, aumento da produção no início da estação seca e redução na estação chuvosa. O aporte anual de nutrientes, via serrapilheira, foi: nitrogênio (N) >potássio (K) >fósforo (P). O padrão de aporte de serrapilheira está funcionalmente semelhante ao de ecossistemas florestais naturais de florestas estacionais semidecíduais.
LEÃO et al. (2017)	Diâmetro de Copa	A relação entre o diâmetro de copa em função do DAP segue uma tendência linear, podendo ser estimado pelo diâmetro à altura do peito, o que implicará como indicador de desbaste e assim predizer o número máximo de árvores por unidade de área. Nota-se uma melhoria significativa nos modelos quando ajustados por espécie.
DÉDA (2017)	Atributos Biológicos	Observou-se a ocorrência de 146 espécies distribuídas em 50 famílias, com maior representatividade das famílias Fabaceae (26 spp.) e Asteraceae (16 spp.). Das 34 espécies utilizadas no plantio inicial do reflorestamento, 27 foram registradas nesse estudo (79,41%), o que indica que estas espécies apresentaram um bom estabelecimento e são potenciais na restauração de áreas degradadas.
MAGALHÃES et al. (2016)	Riqueza de espécies	O reflorestamento apresentou maior riqueza e diversidade que o fragmento florestal influenciado pela maior área, resultando em uma baixa similaridade. Em relação aos grupos alimentares, o reflorestamento e o fragmento florestal apresentaram grande percentual de insetívoros indicando baixa resiliência. Entretanto o fragmento florestal apresenta uma cadeia trófica mais estruturada com maior percentual de carnívoros.
GOES (2015)	Distribuição de espécies	A topografia representa uma importante fonte de variação do componente arbóreo, influenciando na distribuição das espécies, na diversidade e na representatividade. Enquanto o Sopé apresentou menor diversidade, no Ombro e na Meia Encosta ocorreram os maiores valores de diversidade.
GOES (2015)	Atributos edáficos	O relevo influencia nos atributos químicos do solo ao longo da topossequência, através do fluxo de massa e deposição de nutrientes. A incorporação de matéria orgânica, via serrapilheira, possibilita o aumento das taxas de cálcio, magnésio, potássio e diminuição da acidez potencial ao longo da topossequência. A deposição vegetal influencia o aumento das taxas de cálcio e magnésio, e o consequente aumento da CTC efetiva. Os teores menores de CTC efetiva e cálcio no Ombro possibilitam a presença do alto teor de fósforo.
GOMES et al. (2014)	Insetos	As formigas epigeicas foram parcialmente sensíveis às mudanças no habitat em resposta ao reflorestamento, apresentando mudanças na composição de espécies, mas sem diferenças na riqueza de espécies de formigas. Sete anos de reflorestamento não são suficientes para restaurar a mesma diversidade de formigas em ambientes perturbados.

5.3.2. Indicadores bióticos de vegetação

Dentro das parcelas estudadas, foram amostrados 281 indivíduos pertencentes a 22 espécies arbóreas (Tabela 3), distribuídas em oito famílias taxonômicas. As famílias mais representativas em número de espécies foram Fabaceae (11), Anacardiaceae (duas), Malvaceae (duas) e Rutaceae (duas). A presença de espécies da família Fabaceae são cruciais para projetos de restauração florestal, pois além de apresentarem rápida e efetiva cobertura do solo, fornecem nitrogênio ao solo em recuperação (Fakhech et al., 2020). As outras quatro famílias, Rubiaceae, Myrtaceae, Bignoniaceae e Rhamnaceae foram representadas por uma única espécie.

A família com maior número de indivíduos foi a Anacardiaceae (133), sendo a espécie com maior número de espécimes a *Schinus terebinthifolia* Raddi, espécie pioneira, comumente utilizada em projetos de restauração devido à sua plasticidade e rusticidade (Falkenberg, 1999; Ghiotto et al., 2019; de Souza et al., 2022). Consequentemente, *S. terebinthifolia* Raddi foi a espécie que apresentou maiores densidades absoluta (244,44 ind.ha) e relativa (46,98%), com maiores acúmulos de biomassa (19,69 t.ha⁻¹) e carbono (8,11 t.ha⁻¹) e maior valor de importância (74,64), demonstrando sua grande importância para a comunidade vegetal sob a perspectiva horizontal, e atestando seu sucesso em explorar os recursos da área de estudo. *Schinus terebinthifolia* Raddi é abundante na área e apresenta distribuição dispersa, estando presente em todas as parcelas amostradas.

A espécie *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong foi a que apresentou maiores valores de dominância absoluta (1,31 m².ha) e relativa (21,49%), sendo, portanto, a espécie que ocupou maior espaço na comunidade estudada. *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong é indicada para a recuperação de áreas degradadas, pois proporciona maior eficiência no uso de água e nutrientes do solo por fixação biológica de nitrogênio (Vasconcelos et al., 2020).

O valor do Índice de Shannon observado para a área de estudo foi de H' 0,868, enquanto que H' máxima foi de 3,09 e Índice de Equitabilidade de Pielou (J') foi de 0,28. A análise em conjunto desses índices possibilita inferir que a diversidade vegetal ainda é baixa, todavia, é importante ressaltar que apenas espécies arbóreas foram amostradas. A distribuição de espécies na área não é uniforme, espécies pioneiras apresentam dominância significativa sobre as não pioneiras.

O modelo de sucessão ecológica mais comumente observado em florestas tropicais envolve a substituição de espécies ou grupo de espécies ao longo do tempo, aonde as espécies pioneiras vão fornecendo condições para o estabelecimento e desenvolvimento de espécies mais tardias (Egler, 1954), como as secundárias e climáx. De acordo com Chang & Turner (2019), a análise da sucessão ecológica é uma importante ferramenta no planejamento e gestão das áreas, visando a melhoria das técnicas de manejo da vegetação e gerenciamento dos recursos naturais.

Prach & Walker (2011) elencaram que a caracterização dos processos de sucessão também é igualmente importante para prover informações sobre a perda da biodiversidade, mudanças climáticas, invasão de espécies e restauração ecológica, reforçando assim, a necessidade de monitoramento e avaliações a longo prazo.

Espécies pioneiras são cruciais para a restauração ecológica de florestas degradadas (Zhao et al., 2021). A restauração só começa de fato quando uma população pioneira se estabelece com sucesso, e é a duração dessa fase pioneira que determina quando a sucessão passa para a próxima fase (Xu et al., 2015; Lu et al., 2017a; Lu et al., 2017b; Wang et al., 2021). Todavia, espécies arbóreas não pioneiras incluem espécies de dossel de vida longa que atingem o domínio de uma floresta mais tarde no desenvolvimento sucessional (Swaine; Whitmore, 1988), têm dispersão limitada e são, geralmente, em comparação com as pioneiras, as mais afetadas pela perda e fragmentação de habitat (Tabarelli; Peres, 2002; Metzger, 2000) e, consequentemente, foco dos programas de conservação.

No entanto, assim como para a área estudada, são relatadas taxas de sobrevivência extremamente baixas de espécies não pioneiras em projetos de restauração da Mata Atlântica (Brancalion et al., 2018; Piotto et al., 2020). Souza e Batista (2004) relataram que de 42 espécies de árvores plantadas, apenas quatro espécies pioneiras compartilharam dominância de sobre-bosque em uma plantação de 10 anos. Em outra área reflorestada com 39 espécies, os mesmos autores constataram que apenas duas espécies pioneiras representavam mais de 50% da densidade total de árvores após aproximadamente 9 anos. O baixo desempenho de espécies não pioneiras quando consideradas juntamente com pioneiras em áreas abertas, como a estudada, reforça a ideia de que as técnicas de restauração devem ser baseadas em uma compreensão completa da capacidade da espécie de se estabelecer e crescer sob diferentes condições ambientais (Sayer et al., 2004). Como algumas tentativas de estabelecer espécies arbóreas não pioneiras em áreas de pleno sol na Mata Atlântica falharam (Brancalion et al., 2018; Souza; Batista, 2004), os projetos de restauração precisam considerar outras estratégias para aumentar a probabilidade de restaurar com sucesso as populações dessas espécies.

Esses resultados indicam que o monitoramento contínuo dessa área é absolutamente necessário e que técnicas que promovam diversidade e equidade entre as espécies devem ser adotadas, a fim de alcançar melhores resultados na restauração florestal. Ainda que os índices de diversidade e equitabilidade das espécies estejam abaixo do esperado, é importante ressaltar que a vegetação ainda sim cumpre importantes papéis ecossistêmicos para a área de estudo. Um destes papéis é o acúmulo de biomassa que em áreas tropicais reflorestadas é amplamente considerado como uma ferramenta importante para futuras mudanças climáticas (Brancalion et al., 2019).

Tabela 3. Análises fitossociológicas da área de reflorestamento da Cimesa, localizada em Laranjeiras, Sergipe, Brasil.

Espécies	Nome Comum	FA	FR	DenA	DenR	DomA	DomR	VI	AB	Biomassa	Carbono
		%		ind.ha	%	m².ha	%		m².ha	t.ha ⁻¹	
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi**	Aroeira	100,00	11,84	244,44	46,98	0,96	15,83	74,64	5194,22	19,6893	8,1120
<i>Genipa americana</i> L	Jenipapeiro	100,00	11,84	61,11	11,74	0,71	11,63	35,22	3818,10	7,0452	2,9026
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	88,89	10,53	53,70	10,32	1,31	21,49	42,33	7051,78	6,9779	2,8749
<i>Cassia grandis</i> L.f.	Canafistula	88,89	10,53	35,19	6,76	1,08	17,78	35,07	5834,39	12,5412	3,7086
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC	Falso-Ingá	55,56	6,58	18,52	3,56	0,25	4,15	14,29	1363,12	2,5914	1,0676
<i>Libidibia férrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P.Queiroz**	Pau-ferro	55,56	6,58	18,52	3,56	0,11	1,87	12,00	612,34	2,2955	0,9458
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam	Mutamba	22,22	2,63	16,67	3,20	0,09	1,56	7,39	511,77	1,3534	0,5576
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	44,44	5,26	11,11	2,14	0,69	11,30	18,69	3707,30	3,0922	1,2740
<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá	33,33	3,95	9,26	1,78	0,06	0,93	6,66	304,89	1,0140	0,4178
<i>Erytrina velutina</i> Willd.	Mulungu	44,44	5,26	7,41	1,42	0,16	2,69	9,38	882,35	1,2714	0,5238
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth	Mata-fome	33,33	3,95	7,41	1,42	0,20	3,25	8,62	1066,38	0,9330	0,3844
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose**	Ipê	33,33	3,95	5,56	1,07	0,06	0,93	5,94	304,74	0,5593	0,2304
<i>Luehea divaricata</i> Martius & Zucarini	Açoita-cavalo	22,22	2,63	5,56	1,07	0,12	1,94	5,64	638,27	0,8649	0,3564
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth	Sabiá	11,11	1,32	3,70	0,71	0,01	0,11	2,14	35,52	-0,0734	-0,0303
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C. Lima & G.P. Lewis**	Pau-brasil	11,11	1,32	3,70	0,71	0,01	0,14	2,17	45,72	-0,2184	-0,0900
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd	Ingá-boi	11,11	1,32	3,70	0,71	0,02	0,33	2,36	109,31	1,0129	0,4173
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld**	Mau vizinho	22,22	2,63	3,70	0,71	0,19	3,06	6,40	1004,37	1,2406	0,5111
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels**	Jamelão	22,22	2,63	3,70	0,71	0,01	0,15	3,49	48,98	-0,0679	-0,0280
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Limoeiro	11,11	1,32	1,85	0,36	0,00	0,04	1,72	14,51	-0,1993	-0,0821
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Laranja-Lima	11,11	1,32	1,85	0,36	0,00	0,06	1,74	21,15	0,0993	0,0409
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart	Juazeiro	11,11	1,32	1,85	0,36	0,01	0,19	1,86	61,98	0,2038	0,0840
<i>Spondias mombin</i> L.**	Cajá	11,11	1,32	1,85	0,36	0,03	0,57	2,24	188,05	0,2605	0,1073
TOTAL		844,44	100,00	520,37	100,00	-	-	-	32819,22	62,4866	24,2861

Legenda: AF = Frequência Absoluta; FR = Frequência Relativa; DenA = Densidade Absoluta; DenR = Densidade Relativa; VI = Valor de Importância; AB = Área Bassal.

A partir dos dados coletados *in situ*, a área apresenta biomassa arbórea estimada em 62,49 t.ha⁻¹ e estoque de carbono em 24,89 t.ha⁻¹. Valores superiores aos encontrados por Mello et al. (2020) para a mesma área nos anos de 2014 (15,64 t.ha⁻¹; 6,44 t.ha⁻¹), 2015 (18,44 t.ha⁻¹; 7,59 t.ha⁻¹) e 2016 (21,13 t.ha⁻¹; 8,70 t.ha⁻¹). Esses resultados demonstram o expressivo incremento de biomassa e carbono ao longo dos anos de restauração. É importante ressaltar que para este estudo foram considerados apenas indivíduos com CAP $\geq$ 15cm, logo uma parcela da biomassa e do carbono na forma de regeneração natural deixou de ser contabilizada. Segundo o Serviço Florestal Brasileiro, o estoque de biomassa aérea no bioma Mata Atlântica é em média 66 t.ha⁻¹ (SFB, 2010).

A restauração florestal para mitigação da mudança climática pretende aumentar os estoques de carbono existentes, mas segundo Matthews et al. (2020) o resultado dependerá da localização e do tipo de estabelecimento florestal. Com o crescimento da floresta, o acúmulo de carbono ocorre acima do solo, mas o resultado líquido depende da taxa de crescimento das árvores e das mudanças no carbono do solo (Warner et al., 2022). Os resultados comprovam o acúmulo de carbono a partir do crescimento das árvores após 17 anos.

5.3.3. Atributos de fertilidade do solo

Além do retorno dos serviços ecossistêmicos providos pela recomposição da vegetação, o reflorestamento é um dos meios eficientes de restaurar a fertilidade do solo, pois a cobertura vegetal promove a melhoria da qualidade do solo, aumento do teor de matéria orgânica, dos nutrientes disponíveis, da capacidade de troca catiônica, do aumento das atividades biológicas e da melhoria das condições físicas do solo (Zhang et al., 2019). Jourgholami et al. (2019), estudando florestas tropicais, afirmam que após 25 anos, a inserção de diferentes espécies florestais propiciou a recuperação total das propriedades químicas de solos compactados por ações antrópicas.

Mendes et al. (2019) afirmam que a falta de valores de referência que permitam comparar os efeitos positivos e negativos advindos da restauração, é um dos principais entraves observados para o monitoramento de projetos de restauração. Para a análise de fertilidade do solo, usou-se como referência os valores encontrados para a Floresta Nacional do Ibura, remanescente de floresta de Mata Atlântica nativa localizada a cerca de 3 km da área de estudo.

Observou-se a partir dos resultados (Figura 3) que com o avanço do tempo de restauração, os valores dos atributos avaliados se aproximaram dos valores obtidos para a área de estudo. Todavia, é importante ressaltar que em florestas sob restauração, mudanças nas propriedades do solo geralmente ocorrem associadas às mudanças na comunidade de plantas (Lewis et al., 2014; Ayala-Orozco et al., 2018). Tal fato foi especialmente observado para o atributo K que

apresentou aumento exponencial ao longo dos anos e após 16 anos de restauração, encontra-se mais elevado que o observado para a área de referência.

Dentre os atributos de fertilidade do solo, a matéria orgânica é considerada o indicador mais relevante da qualidade do solo e um preditor do sucesso da restauração florestal, pois influencia as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Minasny et al., 2017, Kalinina et al., 2019). Além disso, é um indicador crucial usado para medir serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono, retenção de água, fertilidade do solo, controle de erosão, entre outros (Hoffland et al., 2020).

Os resultados obtidos demonstram que os valores de matéria orgânica aumentaram com o tempo de restauração, todavia os valores de todos os atributos avaliados em 2021 diferiram significativamente aos valores obtidos para o ecossistema de referência pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Esses resultados corroboram com outros vários estudos que relataram um aumento geral na matéria orgânica do solo e no carbono do solo ao longo da sucessão em área em restauração. Alguns desses estudos para florestas tropicais, como a Mata Atlântica, incluem Deng et al. (2013), Lu et al. (2015), Robinson et al. (2015), Yesilonis et al. (2016), Hall et al. (2017), Raiesi (2021), Chen et al. (2022), Ma et al. (2022) e Allek et al. (2023). Essas descobertas destacam o impacto positivo da restauração na matéria orgânica do solo e enfatizam seu papel na promoção da saúde do solo e no funcionamento do ecossistema.

A presença de matéria orgânica no solo permite a manutenção da fertilidade do solo e o suprimento de macro e micronutrientes para as plantas, além de melhorar significativamente as propriedades físicas do solo. A matéria orgânica atua como um condicionador do solo e é considerada como um reservatório de nutrientes, o que evita a perda de nutrientes por lixiviação ou erosão, aumentando a qualidade, a aeração e a população de microorganismos no solo (Imran, 2018).

Assim, os resultados demonstram que, em geral, a fertilidades do solo melhorou ao longo dos anos de restauração, atestando que o sucesso da restauração foi além do estabelecimento das espécies florestais e do acúmulo de biomassa.

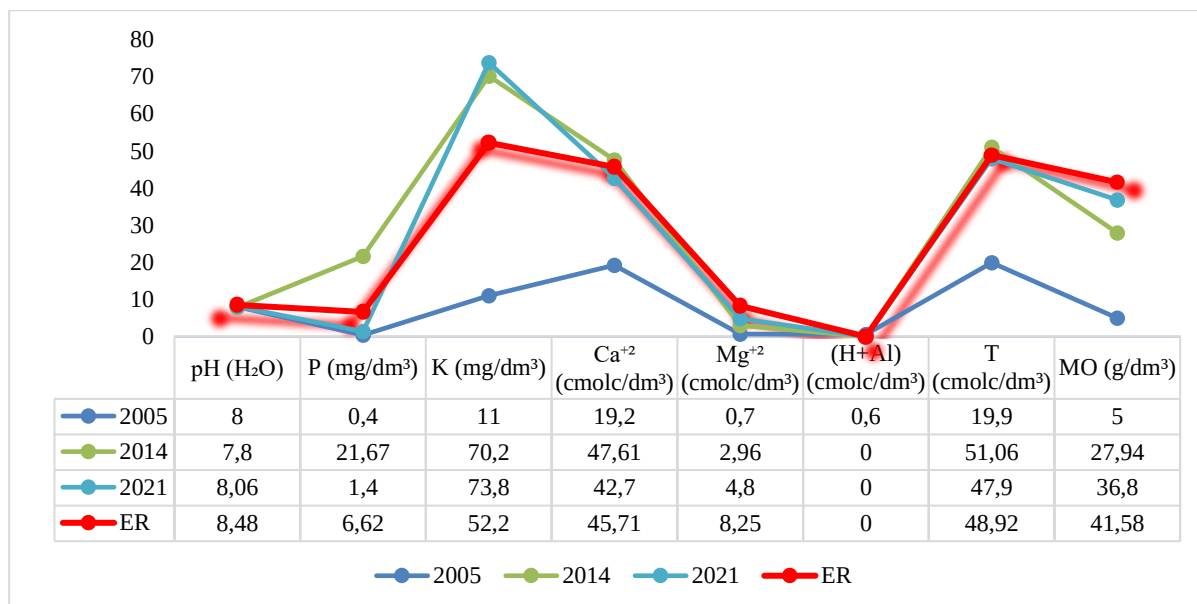


Figura 3. Dados de fertilidade do solo para os anos de 2005, 2014 e 2021, comparados com os valores de referência obtidos a partir de análise realizada no ecossistema de referência.

5.3.4. Análise de dados de geoprocessamento

Adicionalmente à restauração florestal, a restauração da paisagem é o processo contínuo de recuperar a funcionalidade ecológica e melhorar o bem-estar humano em paisagens florestais desmatadas ou degradadas (IUCN, 2020). Avaliando as mudanças temporais da paisagem e a cobertura do solo (Tabela 4) para a área estudada, observou-se que a implantação do projeto de restauração foi responsável pela mudança de uso solo, passando de uso agrícola coberto por vegetação de baixo porte (cana-de-açúcar) para uma área totalmente coberta por vegetação arbórea-arbustiva de médio e grande porte ao longo de 17 anos; e que a técnica de Plantio Total (com mudas) possibilitou uma rápida cobertura do solo.

O processo de restauração ativa auxilia no incremento de diversidade de espécies florestais de forma atuante quando comparado com o método natural, sem intervenção, concedendo melhorais em termos estruturais e ecológicos (Jayawardhane; Gunaratne, 2020), e isto pode ser visto a partir do dossel da área plantada (Figura 4A). A inserção de espécies florestais a partir de propágulos vegetativos (mudas e sementes) é capaz de reestabelecer funções como fluxo gênico e dispersão ao longo do tempo e ainda favorecer os serviços ecossistêmicos.

Antes da implantação do projeto, a área era recoberta pelo monocultivo de cana-de-açúcar. No momento da implantação do projeto, em 2005, foi realizada a limpeza da área para retirada do cultivo de cana-de-açúcar. O plantio para reflorestamento foi realizado de forma escalonada, por esse motivo, no ano de 2008, o solo ainda não se encontrava totalmente coberto. A partir de 2010, a cobertura do solo ficou próxima de 100%, todavia, algumas áreas apresentaram falhas no pegamento de mudas. Palma & Laurance (2015) afirmam que a

sobrevivência de mudas em plantios de reflorestamento é de 62%, o que atesta a necessidade de replantio após os primeiros anos de plantio. Em 2015, o solo encontrava-se 100% coberto até a ocorrência de um incêndio de baixo alcance que reduziu a cobertura para 99,71%. A partir de 2020, foram observadas eventuais derrubadas de árvores realizadas por moradores locais de forma ilegal que ocasionaram a formação de pequena clareira na área (Figura 4B).

Tabela 4. Porcentagem de cobertura do solo ao longo dos anos para a área de estudo, localizada em Laranjeiras, Sergipe, Brasil.

Ano	Situação (observada)	Cobertura do Solo (%)
2004	Área agrícola coberta por vegetação de baixo porte	68,76
2005	Solo exposto	0,05
2008	Vegetação baixa	59,20
2010	Solo coberto com vegetação mediana. Presença de poucas falhas.	99,02
2015	Solo totalmente coberto por vegetação alta e pequena área com vegetação mais baixa.	99,71
A partir de 2020	Solo totalmente coberto por vegetação de grande porte	99,93

As derrubadas ocorreram em maior número durante a pandemia do COVID19, quando o monitoramento presencial ficou comprometido pelas medidas de distanciamento, fato que ressalta a importância do uso do monitoramento remoto para avaliação de grandes áreas e a eficiência do uso de imagens para monitoramento das alterações ambientais, envolvendo os aspectos florestais, principalmente os de caráter fenológico, assim como observados por Cavour et al. (2019) e Arroyo-Mora et al. (2018).

Atestou-se que o uso de sensoriamento remoto foi eficiente para análises de cobertura vegetal e de paisagem na área de estudo, tendo em vista que foi possível observar as mudanças ocorridas na área, que está em consonância com o que de fato observou-se *in situ* ao longo dos anos. Ressalta-se, neste sentido, que após a análise das imagens constatou-se pequenos impactos ocorrentes na área, como incêndio de baixo alcance no ano de 2015 e eventuais supressões de

árvores intencionais realizadas de forma ilegal, sendo ambas as situações registradas pela Empresa Votorantim Cimentos – S.A.

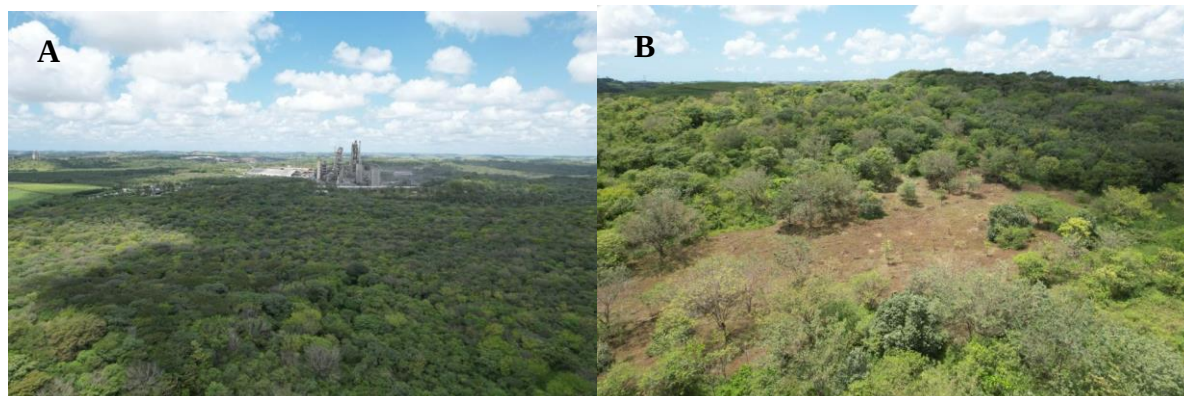


Figura 4. Fotos aéreas da área de estudo retiradas no ano de 2022. (A) Vista área do dossel. (B) Vista da clareira deixada pela derrubada ilegal de árvores por locais.

Seguindo as análises de georreferenciamento, avaliou-se a Produção Primária Bruta (GPP), Produção Primária Líquida (NPP) e a Biomassa Seca através de estimativas dos produtos do sensor MODIS (Figura 5). Ressalta-se que as análises remotas estimam o acúmulo total de carbono e biomassa acima do solo para a área. A GPP ocorre durante a fotossíntese e está fortemente ligada ao processo de evapotranspiração. É a energia total convertida pela fotossíntese a partir do consumo de CO_2 da atmosfera (Marques et al., 2020).

Os balanços de carbono florestal são dominados por dois fluxos opostos: a energia produzida pela fotossíntese (GPP) e a energia usada pela respiração autotrófica (R_a). O restante é a produção primária líquida (NPP), que se acumula nos tecidos, eventualmente se tornando detrito e respirado heterotroficamente, e em uma variedade de compostos não estruturais que ajudam a manter a função da planta e da rizosfera (Chapin et al., 2006; Collalti et al., 2019). A NPP é considerada como uma quantidade líquida de carbono (C) armazenado nas plantas e acumulado como biomassa. A produção de biomassa pode ser determinada indiretamente de várias maneiras diferentes: medindo a quantidade de oxigênio liberado, medindo a quantidade de dióxido de carbono usado ou medindo o fluxo de carbono (Collalti et al., 2019). Analisamos a produção de biomassa seca medindo o fluxo e acúmulo de carbono nos ecossistemas a partir dos valores obtidos para NPP.

A biomassa é constituída pelo material produzido por todos os seres vivos, é a matéria orgânica viva, fonte natural de energia, pois armazena a energia solar através da reação de fotossíntese (Vorster et al., 2020). Enquanto a GPP representa a capacidade da vegetação de transformar dióxido de carbono em carbono orgânico através da fotossíntese e está relacionada a fatores como evapotranspiração (Marques et al., 2020).

Os valores de biomassa foram estimados a partir da relação do NPP, produção primária líquida que se refere ao sequestro de carbono, e GPP onde a proporção NPP/GPP deve ser aplicada no contexto de mensuração de carbono total na escala do ecossistema (Landsberg et al., 2020). Os valores da razão NPP:GPP média encontrados para este estudo (0,457), corroboram com os obtidos por Landsberg et al. (2020) que sugeriram que havia apenas uma pequena probabilidade de que essas proporções caíssem fora de 0,4–0,6. E se assemelham ao obtido por Collalti et al. (2019).

As estimativas da GPP e NPP são necessárias para entender as mudanças no cenário regional e global no ciclo de carbono, avaliar a saúde do ecossistema e avaliar a vegetação em respostas às mudanças climáticas nos últimos anos (Pei et al., 2020; You et al., 2020; Yao et al., 2020). Para a área de estudo, observou-se que o fluxo das variáveis GPP, NPP e Biomassa Seca, apresentaram comportamento crescente desde a implantação do projeto, todavia irregular (Figura 5.).

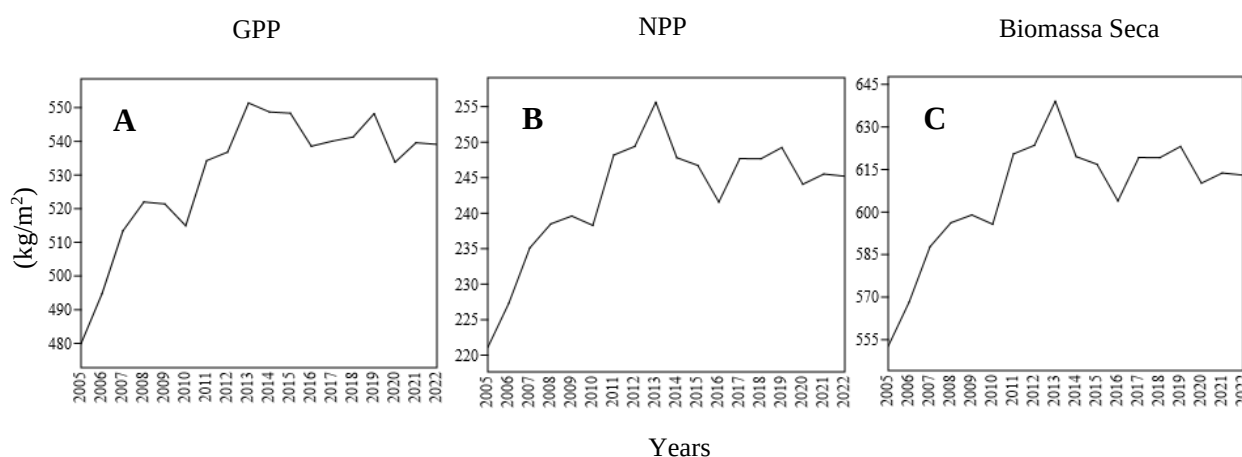


Figura 5. (A) Dados temporais de GPP (kg/m^2) para os anos de 2005 a 2022. (B) Dados temporais de NPP (kg/m^2) para os anos de 2005 a 2022. (C) Dados temporais de Biomassa Seca (kg/m^2) para os anos de 2005 a 2022.

Uma queda entre os anos de 2009 e 2011 foi registrada para as variáveis estudadas. Esta pode estar relacionada com a alta mortalidade, registrada por Ferreira (2011), das mudas plantadas no início do projeto. Após 2011, GPP, NPP e Biomassa Seca voltaram a crescer, alcançando o pico de acúmulo de Biomassa e Carbono no ano de 2013, possivelmente reflexo do estabelecimento das espécies pioneiras. E então, novamente apresentaram queda entre os anos de 2015 e 2017 com picos de subidas e descidas desde então. A redução dos valores de biomassa e, consequentemente, de GPP e NPP, reflete a ocorrência do processo de sucessão ecológica na área onde as espécies pioneiras começam a morrer e ceder espaço para o crescimento das espécies secundárias iniciais e tardias conforme apresentado por Déda (2017), aliado ao episódio de incêndio ocorrido em 2015.

Após o estabelecimento das espécies secundárias e seguimento do processo de sucessão, espera-se que o comportamento desses atributos se torne linear até que se alcance a estabilização promovida pelas espécies clímax.

A queda nos valores pode estar associada aos fenômenos de El Niño para os anos de 2015 e 2016, enquanto que a posterior elevação, influenciada pelo fenômeno La Niña para os anos de 2017 e 2018, anos mais chuvosos e que em virtude dos maiores índices de precipitação proporcionaram maiores índices de vegetação e melhora dos processos fotossintéticos. As variações espaciais das variáveis GPP, NPP e biomassa seca resultam na combinação da distribuição das chuvas e, em menor grau, atribuídas a outras variáveis ambientais (Anav et al., 2015). Segundo Moraes et al. (2017), a GPP aumentou em toda área do Nordeste nesse período, mas de forma bem irregular, devido à dinâmica espacial das chuvas que condicionam o comportamento da fenologia da vegetação.

Os altos índices de acúmulo para a área de estudo podem ser justificados, pois regiões de Mata Atlântica possuem valores mais altos dos índices de vegetação em virtude da densidade do dossel. Além disso, essas áreas não sofrem longos períodos de déficit hídrico devido à convergência de umidade do oceano Atlântico (Santos et al., 2020).

Aliadas às análises de GPP, NPP e Biomassa Seca foram analisados os índices de NDVI e precipitação para a área de estudo (Figura 6). O NDVI é o índice mais popular usado para avaliação da vegetação (Huang et al., 2020). Ele é calculado com o objetivo de demonstrar o comportamento espectral da vegetação de acordo com o solo e os diferentes alvos espectrais presentes na superfície da terra (Silva Junior et al., 2021). Desta forma, este índice costuma ser bastante utilizado como um indicador ecológico para monitorar as mudanças na dinâmica da vegetação e correlacioná-las com as influências climáticas em escalas espaços temporais diversos (Kalisa et al., 2019). Com uso do NDVI é possível detectar variações no vigor da vegetação causadas pela sazonalidade nas condições climáticas (Liu et al., 2017).

Os resultados obtidos permitem observar que os valores de NDVI não foram positivamente influenciados pela precipitação para a área de estudo (Figura 5A). Enquanto os valores de precipitação diminuíram ao longo do tempo (Figura 5B), os valores de NDVI aumentaram com o passar dos anos de restauração (Figura 5C). Todavia, é possível visualizar um padrão de comportamento desses atributos: aumento nos valores de precipitação refletiram no aumento do índice NDVI do ano seguinte.

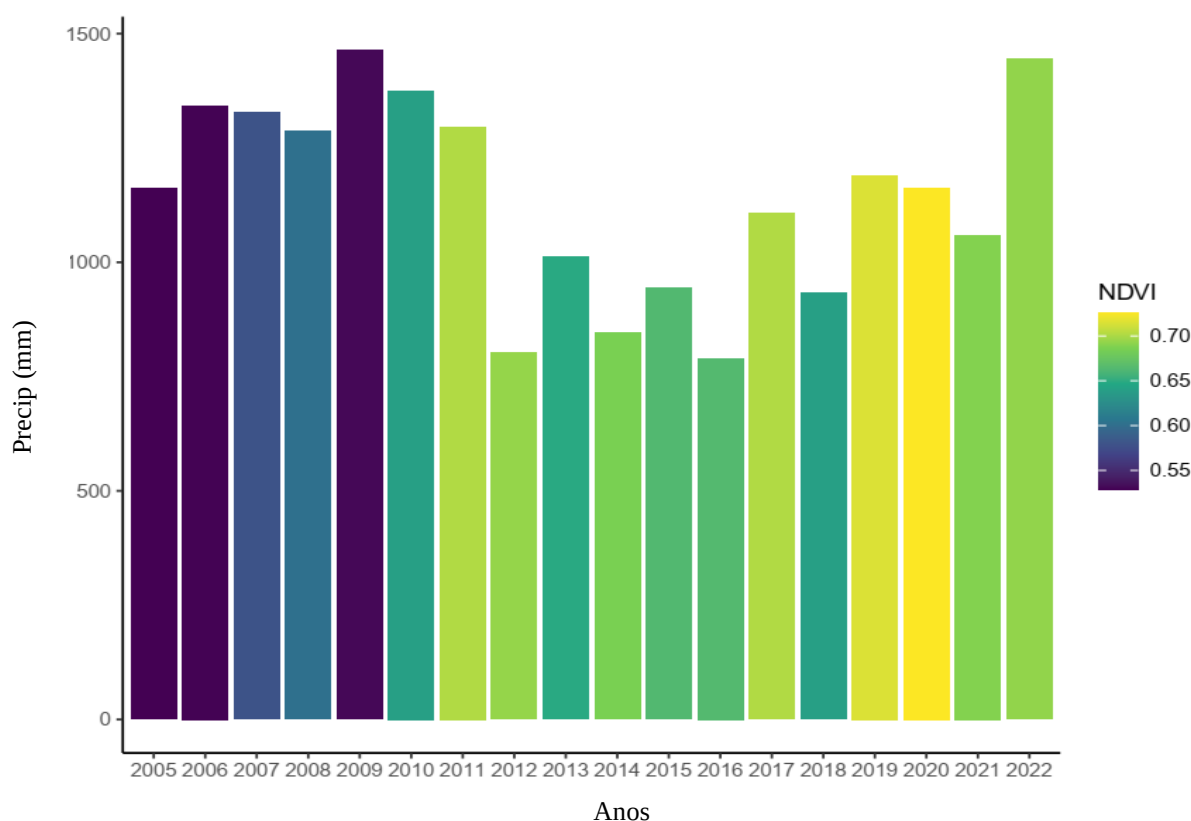


Figura 6. Dados de precipitação (mm) em relação os valores médios máximos de NDVI para a área, nos anos de 2005 a 2022.

O NDVI baseia-se no princípio de que a estrutura celular de uma folha reflete fortemente o infravermelho próximo devido à falta de absorção pelos pigmentos das plantas, enquanto os pigmentos de clorofila absorvem fortemente os comprimentos de onda vermelhos. Plantas “saudáveis” com alto teor de clorofila absorvem mais vermelho e, portanto, refletem uma maior proporção de NIR do que plantas “menos saudáveis” (Stamford et al., 2023). Os valores máximos de refletância para a área de estudo para os anos de restauração variaram de 0,53, no início do estabelecimento das mudas, a 0,73 no ano de 2020. Valores de 0,34 a 0,60 representam plantas saudáveis, enquanto valores de 0,61 a 1,00 representam plantas muito saudáveis (Muñoz et al., 2019).

A leve queda nos valores de NDVI observada a partir do ano de 2021 pode ser explicada pela predominância, ainda presente, de espécies pioneiras na área de estudo, como demonstrado nos índices de vegetação apresentados anteriormente. A baixa diversidade de espécies e a mortalidade de espécimes devido ao processo de sucessão ecológica interferem na qualidade da vegetação e, consequentemente, nos valores de NDVI.

Para o índice NDVI também foram criados mapas de variação, média e tendência para a área de estudo (Figura 7) pré-restauração e após 17 anos de restauração. Os mapas permitem visualizar a melhora dos valores de NDVI e a pouca variação desses valores ao longo dos anos. Todavia, também foi possível observar que a proximidade em relação a áreas agrícolas e

antropizadas impacta negativamente na qualidade da vegetação e, consequentemente, nos valores de NDVI, fato especialmente observado no mapa de tendência. Os menores valores de NDVI para as áreas próximas às instalações da empresa e a maior tendência de variação podem ser explicadas, inclusive pela derrubada ilegal de árvores registrada para essa região. Vale ressaltar que o tipo de vegetação, o relevo, a época de aquisição das imagens digitais (seca ou chuvosa) e as condições edafoclimáticas influenciaram os resultados (Yang et al., 2019).

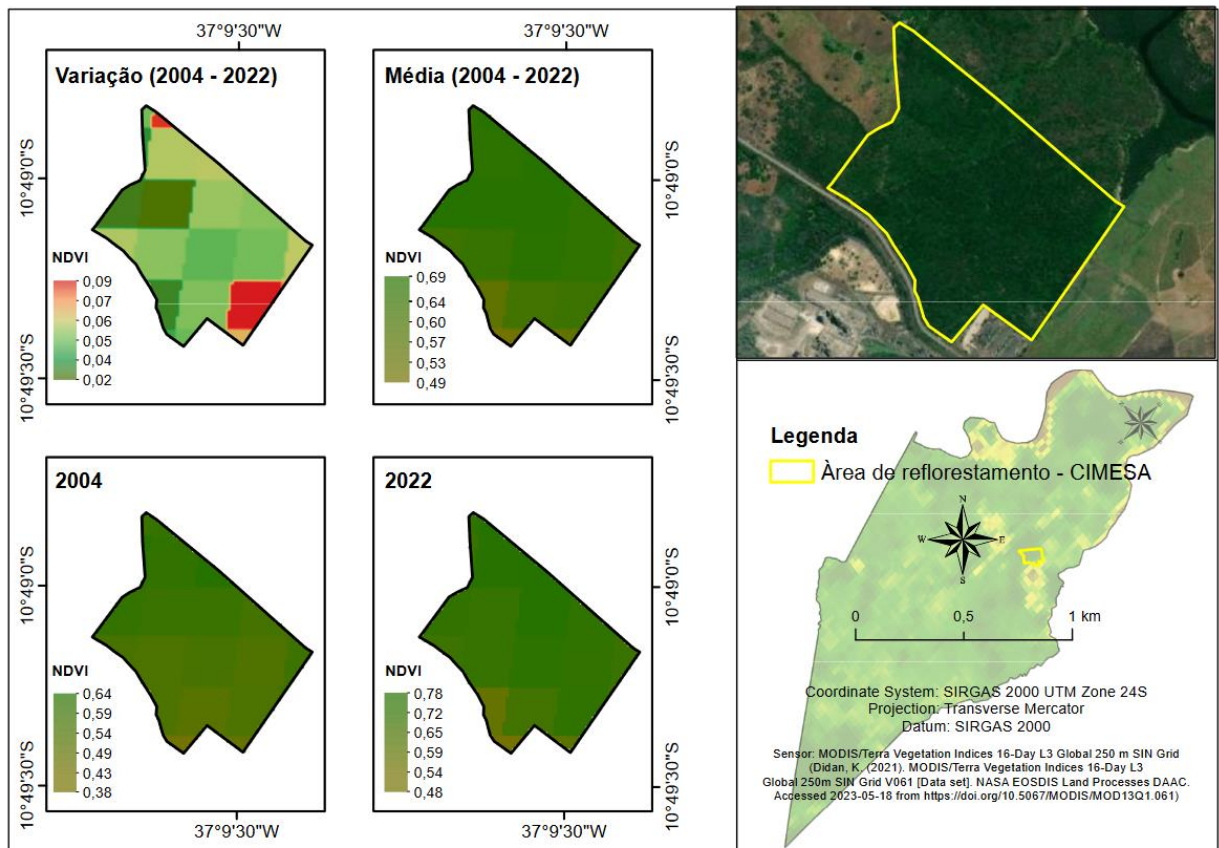


Figura 7. Mapas temporais de NDVI para a área experimental para os anos de 2004, anterior à implantação do projeto de restauração, para o ano de 2022, a média entre os dois anos e a tendência apresentada para a área.

A partir dos dados observados para os atributos Biomassa Seca, GPP, NPP, NDVI e Precipitação, buscou-se avaliar a correlação desses atributos entre si e com o tempo de restauração (Figura 8). A partir dos resultados, observou-se que todos os atributos se correlacionam positivamente entre si, com exceção da precipitação, que se correlaciona negativamente com todos os demais atributos estudados, permitindo inferir que a precipitação não foi um fator determinante para o desenvolvimento vegetal para a área de estudo.

Quando se tratando do índice NDVI, ainda que se espere que a precipitação contribua positivamente com a qualidade da vegetação, a correlação NDVI-precipitação depende ainda mais da cobertura do solo, das condições climáticas (temperatura, chuva, umidade e solo) e da

elevação da área (Sharma et al., 2021). Wang et al. (2013) apontam que muitos pesquisadores relataram correlação negativa, bem como positiva com base na escolha da região e condições meteorológicas.

De acordo com Yang et al. (2018) e Vilanova et al. (2020), a atividade fotossintética tende a aumentar em períodos secos em florestas densas, o que justifica a correlação negativa observada entre a precipitação e os demais atributos observados. Chiwara et al. (2018) também verificaram altos valores de GPP em florestas tropicais e relacionaram este resultado à grande quantidade de luz disponível, em virtude da baixa nebulosidade, que consegue chegar nas camadas abaixo do dossel, aumentando a GPP em períodos de menor pluviosidade.

Para os atributos, anos de restauração, GPP, NPP e Biomassa Seca, o NDVI apresentou correlação positiva, atestando este como um importante indicador ecológico de restauração florestal para a área de estudo. O atributo “anos de restauração” foi positivamente correlacionado com as demais variáveis, confirmando que a restauração é uma ferramenta essencial para a promoção dos serviços ecossistêmicos associados ao acúmulo de carbono e biomassa. Gordon et al. (2020) afirmam que apesar das particularidades bióticas e abióticas de cada restauração, restaurar florestas por qualquer método leva a um incremento local na biomassa e nos estoques de carbono.

O resultado obtido a partir da análise de componentes principais (Figura 9A), reafirmam os encontrados para as análises de correlação. As variáveis NDVI, GPP, NPP, Biomassa Seca e Precipitação foram explicadas por cinco componentes principais (Figura 9B), sendo considerado apenas o ACP1 e 2, por explicarem mais de 90% da variação dos dados.

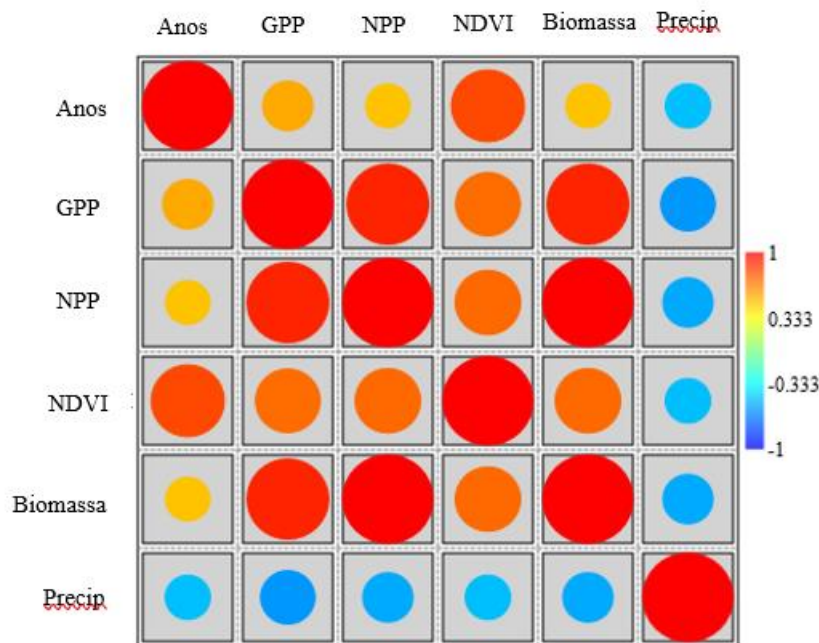


Figura 8. Correlação linear de Pearson para os atributos Anos, NDVI, GPP, NPP, Biomassa Seca e Precipitação. Correlações significativas, $p < 0,05$, estão encaixotados.

Observou-se que o componente principal 1 (PCA1) explicou 75,97% da variabilidade. O componente principal 2 (PC2) explica cerca de 14% da variabilidade total dos dados, sendo este representado pela variável precipitação. Notou-se que quatro das cinco variáveis aplicadas são mais bem explicadas pelo ACP 1 (Figura 9C), sendo elas GPP, NPP, Biomassa e NDVI. A partir disto, pode-se dizer que este componente está atrelado à vegetação da área, considerando que a precipitação apresentou correlação negativa com todos os atributos explicados pela ACP1.

Apenas a variável precipitação foi mais bem explicada pelo ACP 2. A análise dos componentes principais conjuntamente com a análise de correlação demonstra que a variável precipitação foi negativamente correlacionada com os demais atributos. Tal comportamento pode estar relacionado com as características climáticas das florestas tropicais e com a dependência dos nutrientes do solo pela floresta ainda em estabelecimento.

Florestas tropicais estão expostas à elevada precipitação, que podem potencialmente influenciar na erosão, na lixiviação de nutrientes, na perda de parte da matéria orgânica e biomassa do solo (Panagos et al., 2017; Flores et al., 2020) e, conseqüentemente, nos atributos NPP, GPP e biomassa seca avaliados.

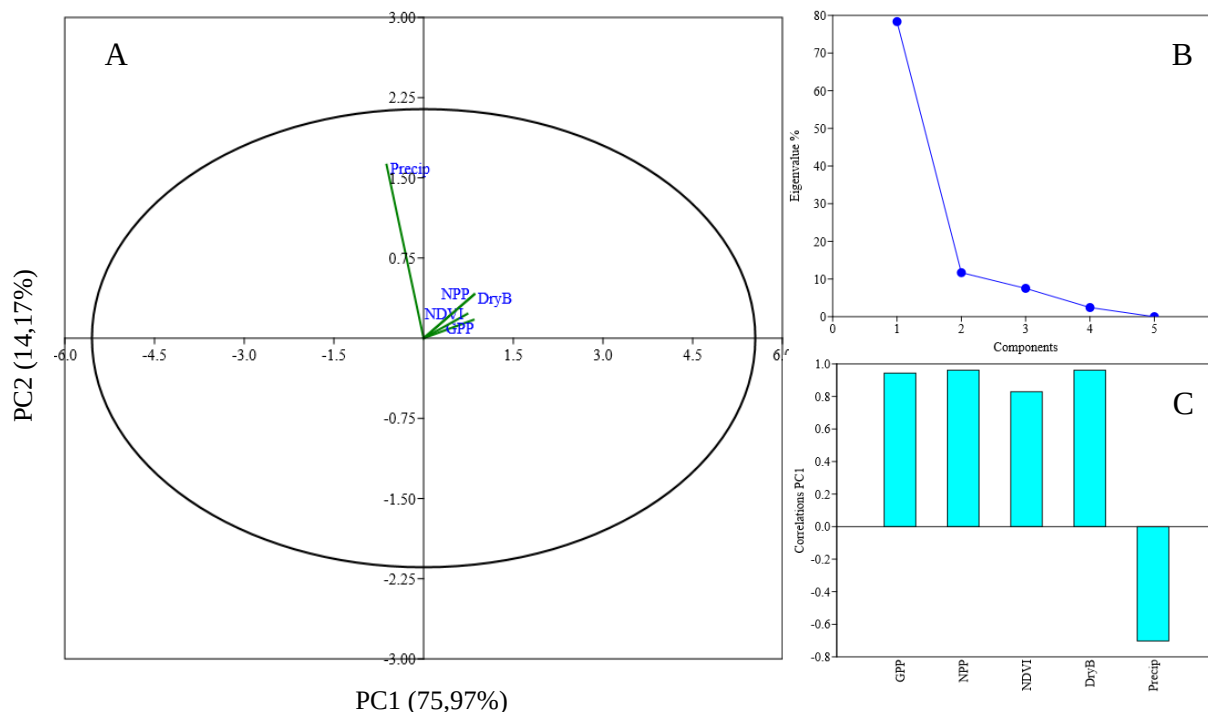


Figura 9. (A) Análise de componentes principais para os atributos: Precipitação (Precip), NDVI, GPP, NPP e Biomassa Seca (DryB) entre o período de 2005 e 2022. (B) Porcentagem de explicação dos Componentes Principais. (C) Correlação dos atributos avaliados com o Componente Principal 1, componente que mais explica a variabilidade dos dados.

A erosão da camada superficial do solo pode alterar diretamente a composição da vegetação por meio da remoção do banco de sementes do solo e biomassa superficial do solo (García-Fayos et al., 2010). Mudanças nas taxas de precipitação a longo prazo provavelmente terão grandes impactos no funcionamento do ecossistema da floresta tropical, influenciando no crescimento, na composição de espécies de árvores e na ciclagem de nutrientes (Sayer et al., 2020). A presença de diferentes feições topográficas na área contribuem para que os efeitos negativos da precipitação sejam maximizados na área de estudo.

Quando comparadas com florestas maduras, florestas recém estabelecidas apresentam maior dependência de nutrientes, especialmente nitrogênio, fósforo e potássio, nutrientes facilmente lixiviados (Gao et al., 2020). Essa dependência pode justificar a diminuição do NDVI quando são observados maiores taxas de precipitação.

Tais considerações reafirmam a necessidade de se avaliar conjuntamente indicadores bióticos e edáficos para áreas em restauração, especialmente para florestais tropicais como as de Mata Atlântica.

5.4. Conclusões

Os indicadores utilizados para o monitoramento e avaliação da área em restauração após 17 anos permitiram concluir que a área se encontra em pleno processo de restauração, coberta por um dossel fechado e composta por uma vegetação densa que ainda que apresente baixos índices de diversidade e equidade de espécies, restaurou diversos serviços ecossistêmicos providos pelas florestas, como proteção do solo, acúmulo de biomassa e estocagem de carbono. A fertilidade do solo e as variáveis GPP, NPP e Biomassa Seca, melhoram com o tempo de restauração.

Os indicadores fitossociológicos avaliados *in situ*, juntamente com os índices de diversidade e equidade de espécies, ainda representam importante ferramenta para obtenção de informações exatas e específicas para a área de estudo, e possibilitam melhores conhecimentos visando tomada de decisão para adoção de técnicas de incremento e melhoramento da restauração.

Dos indicadores edáficos, o teor de matéria orgânica foi fundamental para avaliar a qualidade do solo da área em processo de restauração, tendo em vista que este atributo influencia nas características químicas e físicas do solo e é altamente relacionado com a mudança de uso do solo e com o tempo de restauração.

Os indicadores avaliados a partir de dados de geoprocessamento permitiram preencher lacunas acerca do monitoramento da área como um todo e em longo prazo, possibilitando a obtenção de dados que se avaliados *in situ*, demandariam muito tempo e altos custos.

Recomenda-se para a área de estudo, a adoção de técnicas que promovam a diversidade vegetal e sugere-se que futuros estudos sejam realizados para dar continuidade ao monitoramento desta área de estudo, bem como para avaliar o incremento da diversidade, da biomassa e carbono com o passar do tempo.

5.5. Referências Bibliográficas

- Almeida, D.S. 2016. *Recuperação ambiental da Mata Atlântica*. 3. ed. Ilhéus, BA: Editus. 200 p.
- Allek, A.; Viany Prieto, P.; Korys, K. A.; Rodrigues, A. F.; Latawiec, A. E.; Crouzeilles, R. 2023. How does forest restoration affect the recovery of soil quality? A global meta-analysis for tropical and temperate regions. *Restoration Ecology* 31(3):e13747.
- Anav, A., Friedlingstein, P., Beer, C., Ciais, P., Harper, A., Jones, C., Murray-Tortarolo, G., Papale, D., Parazoo, N.C., Peylin, P., Piao, S., Sitch, S., Viovy, V., Wiltshire, A., Zhao, M. 2015. Spatiotemporal patterns of terrestrial gross primary production: A review. *Reviews of Geophysics*, v. 53, p. 785- 818.
- Andrade, G. K. O.; Ferreira, R. A.; Fernandes, M. M.; Silva, T. R. Da; Souza, I. B. A.; Magalhães, J. S. 2018. Regeneração natural em área de reflorestamento misto com espécies nativas no município de Laranjeiras, SE. *Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences / Revista de Ciências Agrárias*, v. 61, p. 1-9.
- Arroyo-Mora, J. P. et al. 2018. Evaluation of phenospectral dynamics with Sentinel-2A using a bottom-up approach in a northern ombrotrophic peatland. *Remote Sensing of Environment*, v. 216, p. 544-560.
- Ayala-Orozco, B; Gavito, M. E.; Mora, F.; Siddique, I.; Balvanera, P.; Jaramillo, V. J.; ... & Martínez-Meyer, E. 2018. Resilience of soil properties to land-use change in a tropical dry forest ecosystem. *Land degradation & development*, 29(2), 315-325.
- Bajić, D., Adžić, D., & Dekić, R. 2017. Gis-based spatial-temporal analysis of the biomass production in the Republic of Srpska territory. *Herald*, 21.
- Brancalion, P.H.S., Bello, C., Chazdon, R.L., Galetti, M., Jordano, P., Lima, R.A.F., Medina, A., Pizo Jr., M.A., Reid, L. 2018. Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests. *Conserv. Lett.* 8 (11), e12454.
- Brancalion, P. H., Campoe, O., Mendes, J. C. T., Noel, C., Moreira, G. G., Van Melis, J., ... & Guillemot, J. 2019. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, 29(2), e01847.
- Chang, C. C., Turner, B. L. 2019. Ecological succession in a changing world. *Journal of Ecology*, 107(2), 503-509.
- Chapin Iii, F. S., Lovcraft, A. L., Zavaleta, E. S., Nelson, J., Robards, M. D., Kofinas, G. P., ... & Naylor, R. L. 2006. Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(45), 16637-16643.

Chazdon, R. L. 2015. Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. *Biological Conservation*, v. 182, n. October 2014, p. 2015.

Chen, S.; Feng, X.; Lin, Q.; Liu, C.; Cheng, K.; Zhang, X.; ... Pan, G. 2022. Pool complexity and molecular diversity shaped topsoil organic matter accumulation following decadal forest restoration in a karst terrain. *Soil Biology and Biochemistry* 166:108553.

Chiwara, P., Ogutu, B. O., Dash, J., Milton, E. J., Ardo, J., Saunders, M., Nicolini, G. 2018. Estimating terrestrial gross primary productivity in water limited ecosystems across Africa using the Southampton Carbon Flux (SCARF) model. *Science of the Total Environment*, v. 630, p. 1472-1483.

Çavur, M. et al. 2019. Land use and land cover classification of Sentinel 2-A: St Petersburg case study. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences*, v. 42, n. 1, p. W2.

Collalti, A.; Prentice, I. C. 2019. Is NPP proportional to GPP? Waring's hypothesis 20 years on. *Tree physiology*, 39.8: 1473-1483.

Déda, R. M. 2017. Indicadores biológicos para avaliação do status de desenvolvimento em área de povoamento misto em Mata Atlântica após 12 anos de plantio. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Sergipe.

Deng, L.; Wang, K. B.; Chen, M. L.; Shangguan, Z. P.; Sweeney, S. 2013. Soil organic carbon storage capacity positively related to forest succession on the Loess Plateau, China. *Catena* 110:1-7.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2017. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 3 ed. Brasília: Embrapa, 573p.

Egler, F. E. 1954. Vegetation science concepts. Inicial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio*.

Fakhech, A., Ouahmane, L., Hafidi, M. 2020. Analysis of symbiotic microbial status of Atlantic sand dunes forest and its effects on *Acacia gummifera* and *Retama monosperma* (Fabaceae) to be used in reforestation. *Journal of Forestry Research*, 31(4), 1309-1317.

FAO project TCP /AFG/3402. 2015. *Water accounting through Remote Sensing (WA+) in Helmand River Basin. Analysis on water availability and uses in Afghanistan river basins*.

Falkenberg, D. B. 1999. Aspects of the flora and secondary vegetation in the restinga from Santa Catarina State, south Brazil. *Insula* 28, 1–30.

Fernandes, M. M., Silva, T. R., Ferreira, R. A., Pinto, A. S., Magalhães, J. S., Souza, I. B. 2018. Andrade. Aporte de serapilheira em reflorestamento misto. *Acta Biológica Catarinense*, v. 5, p. 90-97.

Ferreira, R.A. 2011. *Restauração de Áreas de Compensação Ambiental da Cimento Sergipe S.A. (CIMESA). RELATÓRIO TÉCNICO FINAL*.

- Flores, B. M., Staal, A., Jakovac, C. C., Hirota, M., Holmgren, M., & Oliveira, R. S. 2020. Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. *Plant and Soil*, 450, 11-25.
- Gao, D., Bai, E., Li, M., Zhao, C., Yu, K., & Hagedorn, F. 2020. Responses of soil nitrogen and phosphorus cycling to drying and rewetting cycles: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 148, 107896.
- García-Fayos P, Bochet E, Cerdà A. 2010. Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. *Plant Soil* 334:289–297.
- Ghiotto, T. C., Do Nascimento Prado, M. C., Giuliani, G. K. F., De Souza Tavares, W., Masson, M. V., Guerreiro, J. C., ... & Ferreira-Filho, P. J. 2019. Megastigmus seed wasp damage on native Schinus terebinthifolia drupes in ecological restoration area in Brazil. *Scientific Reports*, 9(1), 2438.
- Goes, J. H. D. A. de. 2015. Atributos Edáficos como indicadores de qualidade ambiental em área de Reflorestamento Misto. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Brazil [in Portuguese]. 68p.
- Gomes, E. C. F.; Ribeiro, G. T.; Souza, T. M. S. E.; Souza-Souto, L. 2014. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology*. v. 61, p. 250-257.
- Gonzalez, E., Sher, A.A., Tabacchi, E., Masip, A., Poulin, M. 2015. Restoration of riparian vegetation: a global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *J. Environ. Manage.* 158, 85–94.
- Gordon, J. S.; Willis, J. L.; Grala, R. K. 2020. Public and forest landowner attitudes towards longleaf pine ecosystem restoration using prescribed fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(9), 917-924.
- Guerra, A.; Reis, L. K.; Luis, F.; Borges, G.; Thaís, P.; Ojeda, A.; Armando, D.; Pineda, M.; Oliveira, C. 2020. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*. v. 458, n. November 2019.
- Hall, R. L.; Van Cammeraat, L. H.; Keesstra, S. D.; Zorn, M. 2017. Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. *Catena*, 149:836-843.
- Hoffland, E., Kuyper, T. W., Comans, R. N., Creamer, R. E. 2020. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil* 455:1-22.
- Huang, C.; Zhang, C.; He, Y.; Liu, Q.; Li, H.; Su, F.; ... Bridhikitti, A. 2020. Land Cover Mapping in Cloud-Prone Tropical Areas Using Sentinel-2 Data: Integrating Spectral Features with Ndvi Temporal Dynamics. *Remote Sensing*, 12(7), 1163.
- Hurskainen, P.; Adhikari, H.; Siljander, M.; Pellikka, P. K. E.; Hemp, A. 2019. Auxiliary datasets improve accuracy of object-based land use/land cover classification in heterogeneous savanna landscapes. *Remote sensing of environment*, 233, 111354.
- Imran, A. 2018. Organic matter amendments improve soil health, productivity and profitability of maize and soybean. *Ann Rev Resear*, 1.3: 555564.

IUCN. União Internacional para Conservação da Natureza. 2020b. What is FLR. Disponível em: <https://infoflr.org/what-flr>. Access: October 2022.

Jayawardhane, J.; Gunaratne, A. M. T. A. 2020. Restoration success evaluation of a thinned and enriched pine plantation in Sri Lanka. *Journal of Tropical Forest Science*, 32.4: 402-413.

Jourgholami, M.; Ghassemi, T.; Labelle, E. R. 2019. Soil physio-chemical and biological indicators to evaluate the restoration of compacted soil following reforestation. *Ecological indicators*, 101, 102-110.

Kalinina, O., Cherkinsky, A., Chertov, O., Goryachkin, S., Kurganova, I., De Gerenyu, V. L., ... Giani, L. 2019. Post-agricultural restoration: Implications for dynamics of soil organic matter pools. *Catena* 181:104096.

Kalisa, W., Igbawua, T., HENCHIRI, M., Ali, S., Zhang, S., Bai, Y., & Zhang, J. 2019. Assessment of climate impact on vegetation dynamics over East Africa from 1982 to 2015. *Scientific reports*, 9(1), 1-20.

Kondolf, G.M., Micheli, E.R. 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environ. Manage.* 19, 1–15.

Landsberg, Joe J.; Waring, Richard H.; Williams, Mathew. 2020. The assessment of NPP/GPP ratio. *Tree Physiology*, 40.6: 695-699.

Leão, T., De Mello, A. A., De Almeida, A. Q., & Moura, M. A. 2017. Ajuste de Modelos para Estimativa do Diâmetro de Copa em uma Área de Reflorestamento Misto na Mata Atlântica. *Brazilian Journal of Biometrics*, 35(3), 523-536.

Lewis, D. B.; Castellano, M. J.; Kaye, J. P. 2014. Forest succession, soil carbon accumulation, and rapid nitrogen storage in poorly remineralized soil organic matter. *Ecology*, v. 95, p. 2687–2693.

Li, T., Lü, Y., Fu, B., Comber, A.J., Harris, P., Wu, L. 2017. Gauging policy-driven largescale vegetation restoration programmes under a changing environment: their effectiveness and socio-economic relationships. *Sci. Total Environ.* 607, 911–919.

Liu, S.; Cheng, F.; Dong, S.; Zhao, H.; Hou, X.; Wu, X. 2017. Spatiotemporal dynamics of grassland aboveground biomass on the Qinghai-Tibet Plateau based on validated MODIS NDVI. *Scientific reports*, 7(1), 4182.

Londe, V., Farah, F. T., Rodrigues, R. R., & Martins, F. R. 2020. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 110, 105928.

Lu, X. H.; Zang, R. G.; Huang, J. H. 2015. Relationships between community level functional traits of trees and seedlings during secondary succession in a tropical lowland rainforest. *PLoS One* 10:1–12.

Lu, Y., Ranjitkar, S., Harrison, R.D., Xu, J.C., Ou, X.K., Ma, X.L., He, J. 2017a. Selection of native tree species for subtropical forest restoration in southwest China. *Plos One* 12, 15.

- Lu, Y., Ranjitkar, S., Harrison, R.D., Xu, J., Ou, X., Ma, X., He, J. 2017b. Selection of native tree species for subtropical forest restoration in southwest China. *Plos One* 12.
- Ma, R.; Hu, F.; Xu, C.; Liu, J.; Zhao, S. 2022. Response of soil aggregate stability and splash erosion to different breakdown mechanisms along natural vegetation restoration. *Catena* 208:105775.
- Magalhaes, J. S.; Fernandes, M. M.; Aguiar, J. M. R. E.; Criscuolo, A. R. S. A.; Fernandes, M. R. M.; Ferreira, R.A. 2016. Avifauna em reflorestamento no município de Laranjeiras - SE. *Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal*, v. 28, p. 23-32.
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., Zelazowski, P. 2014. Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39.
- Marques, M. J., Álvarez, A. M., Carral, P., Esparza, I., Sastre, B., & Bienes, R. 2020. Estimating soil organic carbon in agricultural gypsiferous soils by diffuse reflectance spectroscopy. *Water*, 12(1), 261.
- Matthews K. B, Wardell-Johnson D, Miller D, Fitton N, Jones E, Bathgate S, Randle T, Matthews R, Smith P, Perks M. 2020. Not seeing the carbon for the trees? Why area-based targets for establishing new woodlands can limit or underplay their climate change mitigation benefits. *Land Use Policy* 97:104690.
- Mello, A. A.; Meira, A. C. S.; Sanquetta, C. R.; Ferreira, R. A. 2020. Estimativas de Biomassa e Carbono em área de Mata Atlântica, implantada por meio de reflorestamento misto. *BIOFIX Scientific Journal*, v. 5, p. 130.
- Mendes, M. S., Latawiec, A. E., Sansevero, J. B., Crouzeilles, R., Moraes, L. F., Castro, A., ... & Strassburg, B. B. 2019. Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. *Restoration Ecology*, 27(2), 361-370.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecol. Appl.* 10, 1147–1161.
- Minasny, B., Malone, B. P., Mcbratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z. S., Cheng, K., Das, B. S, Field, D. J, Gimona, A., Hedley, C. B., Hong, S. Y., Mandal, B., Marchant, B. P., Martin, M., Mcconkey, B. G., Mulder, V. L., O’rourke, S., Richer-De-Forges, A. C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C. C., Vågen, T. G., Van Wesemael, B., Winowiecki, L. 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292:59–86.
- Morais, Y. C. B., Araújo, M. S. B., Moura, M. S. B. de, Galvíncio, J. D., Miranda, R. Q. 2017. Análise do sequestro de carbono em áreas de Caatinga do Semiárido Pernambucano. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 32 (4), p. 585-599.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley.
- Muñoz, A. N. M., Brunn, A., Chaparro, J., & Pérez, A. 2019. Parallel Programming to Analyze Crop-Health in Real-Time. *ZfV-Zeitschrift für Geodäsie, Geoinformation und Landmanagement*, (zfv 2/2019).

- Palma, A. C., Laurance, S. G. 2015. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561-568.
- Panagos, P, Borrelli, P, Meusburger, K, Yu, B, Klik, A, Lim, K. J, Sadeghi, S. H. 2017. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. *Sci Rep*7:4175.
- Pei, Y., Dong, J., Zhang, Y., Yang, J., Zhang, Y., Jiang, C. 2020. Performance of four state-of-the-art GPP products (VPM, MOD17, BESS and PML) for grasslands in drought years. *Ecol, Inform.*, v. 56, 101052.
- Pinho, B. X., Pimentel, F., de Melo, L., Tabarelli, M., Pierce, S., Lohbeck, M. 2018. Soil-mediated filtering organizes tree assemblages in regenerating tropical forests. *Journal of Ecology*, 106, 137–147.
- Piotto, D., Flesher, K., Nunes, A. C. P., Rolim, S., Ashton, M., & Montagnini, F. 2020. Restoration plantings of non-pioneer tree species in open fields, young secondary forests, and rubber plantations in Bahia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 474, 118389.
- Prach, K., Walker, L. R. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 119–123.
- Raiesi, F. 2021. The quantity and quality of soil organic matter and humic substances following dry-farming and subsequent restoration in an upland pasture. *Catena* 202:105249.
- Robinson, S. J. B; Van Den Berg, E.; Meirelles, G. S.; Ostle, N. 2015. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 24:2273-2291.
- Running, S., Mu, Q., & Zhao, M. 2015. MOD17A2H MODIS/terra gross primary productivity 8-day L4 global 500m SIN grid V006. *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*.
- Running, S., & Zhao, M. 2019. MOD17A3HGF MODIS/Terra Net Primary Production Gap-Filled Yearly L4 Global 500 m SIN Grid V006. *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*.
- Santos, A. C. Dos, Mariano, D. A., Nascimento, F. Das C. A. Do, Dantas, F. R. Da C. D., Oliveira, G. De., Silva, M. T., Da Silva, L. L., Silva, B. B. Da, Bezerra, B. G., Safa, B., Medeiros, S. De S. Neale, C. M. U. 2020. Spatio-temporal patterns of energy Exchange and evapotranspiration during na intense drought for drylands in Brazil. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*, v. 85, 101982.
- Sanquetta, C. R., Bastos, A., Maniesi, V., Sanquetta, M. N. I., Pinheiro, U., Santos, A., ... & do Rosário. 2018. Estoque de carbono e remoção de em povoamentos jovens de restauração florestal em Rondônia. *Nativa*.
- Sayer, J., Chokkalingam, U., Poulsen, J. 2004. The restoration of forest biodiversity and ecological values. *For. Ecol. Manage.* 201, 3–11.
- Sayer, E. J., Rodtassana, C., Sheldrake, M., Brechet, L. M., Ashford, O. S., Lopez-Sangil, L., ... & Tanner, E. V. 2020. Revisiting nutrient cycling by litterfall—Insights from 15 years of litter manipulation in old-growth lowland tropical forest. In *Advances in ecological research* (Vol. 62, pp. 173-223). Academic Press.

- Sharma, M., Bangotra, P., Gautam, A. S., Gautam, S. 2021. Sensitivity of normalized difference vegetation index (NDVI) to land surface temperature, soil moisture and precipitation over district Gautam Buddh Nagar, UP, India. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 1-11.
- Silva, A. De S. 2019. Regeneração natural em área de reflorestamento misto no município de Laranjeiras, Sergipe. São Cristóvão, SE. *Monografia* (graduação em Engenharia Florestal) – Departamento de Ciências Florestais, Centro de Ciências Agrárias Aplicadas, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.
- Silva Junior, U. J., Gonçalves, R. M., Oliveira, L. M. M., Silva Junior, J. A. 2021. Sensibilidade Espectral dos Índices de Vegetação: GNDVI, NDVI e EVI na Mata Ciliar do Reservatório de Serrinha II–PE, Brasil. *Revista Brasileira de Cartografia*, 73(1), 17-35.
- Sousa, D., Davis, F. W. 2020. Scalable mapping and monitoring of Mediterranean-climate oak landscapes with temporal mixture models. *Remote Sensing of Environment*, 247, 111937.
- de Souza, E. M. S.; Álvares-Carvalho, S. V.; Ferreira, R. A.; Silva-Mann, R. 2022. Schinus terebinthifolia Raddi: a comparative framework on population genetic structure in a restored area after 12 years. *Genetic Resources and Crop Evolution*, v. 4, p. 01-09.
- Souza, F. M., Batista, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *For. Ecol. Manage.* 191, 185–200.
- Spiegel, M. R. 1976. *Estatística*. São Paulo: McGraw-Hill, 357 p.
- Stamford, J. D., Violet-Chabrand, S., Cameron, I., & Lawson, T. 2023. Development of an accurate low cost NDVI imaging system for assessing plant health. *Plant Methods*, 19(1), 9.
- Swaine, M.D., Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*. 75, 81–86.
- Tabarelli, M., Peres, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106, 165–176.
- Toledo, R. M.; Perring, M. P.; Verheyen, K. 2018. Soil properties and neighbouring forest cover affect ground biomass and functional composition during tropical forest restoration. *Applied Vegetation Science*, v. 21, n. October 2017, p. 179–189.
- Vasconcelos W. M, Lambert A. C. A, Miranda S. C, Souza P. B, Barreira S. Alternative tests to evaluate the physiological viability of *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong seeds. *Pubvet Magazine, Veterinary Medicine and Animal Science*. 14(8):1-6. 2020.
- Viani, R. A., Holl, K. D., Padovezi, A., Strassburg, B. B., Farah, F.T., Garcia, L. C., Chaves, R. B., Rodrigues, R. R., Brancalion, P. H. Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic forest restoration pact in Brazil. *Trop. Conserv. Sci.* 10. 2017.
- Vieira, G., Sanquetta, C. R., Klüppel, M. L. W., & Barbeiro, L. D. S. S. 2009. Teores de carbono em espécies vegetais da caatinga e do cerrado. *Revista Acadêmica Ciência Animal*, 7(2), 145-155.

- Vilanova, R. S., Delgado, R. C., Da Silva Abel, E. L., Teodoro, P. E., Silva Junior, C. A., Wanderley, H. S., Capristo-Silva, G. F. 2020. Past and future assessment of vegetation activity for the state of Amazonas-Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*.
- Vorster, A. G., Evangelista, P. H., Stovall, A. E., Ex, S. 2020. Variability and uncertainty in forest biomass estimates from the tree to landscape scale: The role of allometric equations. *Carbon Balance and Management*, 15, 1-20.
- Wang J, Rich P. M, Price K. P. 2013. Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. *Int J Remote Sens* 24(11):2345–2364.
- Wang, X. N., Li, S. Z., Huang, S. T., Cui, Y. J., Fu, H. J., Li, T., Zhao, W. H., Yang, X.Y. 2021. *Pinus massoniana* population dynamics: Driving species diversity during the pioneer stage of ecological restoration. *Glob. Ecol. Conserv* 27, 12.
- Warner, E., Lewis, O.T., Brown, N., Green, R., McDonnell, A., Gilbert, D. Hector, A. 2022. Does restoring native forest restore ecosystem functioning? Evidence from a large-scale reforestation project in the Scottish Highlands. *Restor Ecol*, 30: e13530.
- White, P. S.; Walker, J. L. 1997. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restor. Ecol.* 5, 338–349.
- Wu, Q., Lane, C. R., Li, X., Zhao, K., Zhou, Y., Clinton, N., ... Lang, M. W. 2019. Integrating LiDAR data and multi-temporal aerial imagery to map wetland inundation dynamics using Google Earth Engine. *Remote sensing of environment*, 228, 1-13.
- Xu, H., Li, Y. D., Liu, S. R., Zang, R. G., He, F.L., Spence, J. R. 2015. Partial recovery of a tropical rain forest a half-century after clear-cut and selective logging. *J. Appl. Ecol.* 52, 1044–1052.
- Yang, J., Tian, H., Pan, S., Chen, G., Zhang, B., Dangal, S. 2018. Amazon droughts and forest responses: largely reduced forest photosynthesis but slightly increased canopy greenness during the extreme drought of 2015/2016. *Global Change Biology*, v. 24 (5), p.1919-1934.
- Yang, J., Wan, Z., Borjigin, S., Zhang, D., Yan, Y., Chen, Y., ... & Gao, Q. 2019. Changing trends of NDVI and their responses to climatic variation in different types of grassland in Inner Mongolia from 1982 to 2011. *Sustainability*, 11(12), 3256.
- Yao, J., Liu, H., Huang, J., Gao, Z., Wang, G., Li, D., ... & Chen, X. 2020. Accelerated dryland expansion regulates future variability in dryland gross primary production. *Nature communications*, 11(1), 1665.
- Yesilonis, I.; Szlavecz, K.; Pouyat, R.; Whigham, D.; Xia, L. 2016. Historical land use and stand age effects on forest soil properties in the Mid-Atlantic US. *Forest Ecology and Management*, 370:83-92.
- You, N., Meng, J., Zhu, L., Jiang, S., Zhu, L., Li, F., & Kuo, L. J. 2020. Isolating the impacts of land use/cover change and climate change on the GPP in the Heihe River Basin of China. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(10), e2020JG005734.

Zhao, X.; Wu, P.; Gao, X.; Persaud, N. 2015. Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. *Land Degradation & Development* 26(1):54-61.

Zhao, W., Li, T., Cui, Y., Huang, J., Fu, H., Yang, X., & Li, S. 2021. Demographic performance of a pioneer tree species during ecological restoration in the soil erosion area of southeastern China. *Global Ecology and Conservation*, 32, e01936.

Zhang, B., Xu, Q., Gao, D., Jiang, C., Liu, F., Jiang, J., & Ma, Y. 2019. Higher soil capacity of intercepting heavy rainfall in mixed stands than in pure stands in riparian forests. *Science of The Total Environment*, 658, 1514-1522.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos estudos realizados nesta tese foram geradas informações jamais obtidas para áreas de Mata Atlântica em restauração no estado de Sergipe - Brasil, além da comprovação da eficiência de métodos de restauração na reversibilidade de áreas de Mata Atlântica degradadas.

A adoção de áreas comparativas, como a área do ecossistema de referência e o do ecossistema característico da área pré-implantação do projeto, possibilitaram melhor avaliar o efeito da mudança no uso do solo nos indicadores de fertilidade do solo e estabelecer valores de referência para a região.

O uso de indicadores bióticos *in situ* possibilitou o conhecimento da real condição da área e do andamento do processo de restauração. Todavia, não foi possível realizar o inventário da área total em restauração. Os dados obtidos por análises de geoprocessamento possibilitaram a obtenção de dados estimados para área total e permitiram diagnosticar a cobertura do solo e apontar o estágio de conservação da área.

Considerando a fertilidade ao longo do tempo, os atributos Magnésio, Acidez Potencial e Matéria Orgânica estão fortemente correlacionados com o tempo de restauração. Os nutrientes fósforo e potássio apresentam diferentes comportamentos para as diferentes feições topográficas estudadas, permitindo inferir que a variável topografia age sobre esses atributos de forma mais intensa que a variável tempo de restauração.

Quando considerada a fertilidade do solo em diferentes usos do solo, ainda que tenha havido melhora da fertilidade da área em restauração quando comparada com a área agrícola, 16 anos de restauração não foram suficientes para que a área em restauração alcançasse padrões de fertilidade semelhantes aos da floresta primária. A área agrícola foi a que apresentou a menor fertilidade dentre as subáreas estudadas. Ademais, as três subáreas em restauração não apresentaram alta similaridade entre si, permitindo inferir que a topografia exerce variação significativa nos atributos avaliados.

Os indicadores bióticos utilizados permitiram concluir que a área se encontra em pleno processo de restauração, coberta por um dossel fechado e composta por uma vegetação densa, que ainda que apresente baixos índices de diversidade e equidade de espécies, restaurou diversos serviços ecossistêmicos providos pelas florestas, como proteção do solo, acúmulo de biomassa e estocagem de carbono.

Os trabalhos apresentados podem contribuir com os estudos em restauração florestal, estabelecer valores de referência para o ecossistema regional, bem como auxiliar na tomada de decisão para presentes e futuros projetos. Recomenda-se que se mantenha o monitoramento da área em restauração da CIMESA com novos estudos e diferentes indicadores sejam analisados de forma a contribuir com os resultados obtidos com essa tese.

A avaliação dos atributos físicos do solo ainda é uma importante lacuna para a área de estudo. Sugere-se que sejam realizados estudos abordando os indicadores: densidade, retenção

de água no solo e penetração de raízes. Em conjunto com os indicadores de fertilidade já avaliados seria possível qualificar o solo para a área de estudo.

Ademais, recomenda-se o uso de imagens de satélites para avaliação situacional, elaboração e posterior implantação de um corredor ecológico ligando a área em restauração ao ecossistema de referência, a Floresta Nacional do Ibura.

Diante da importância da restauração do bioma Mata Atlântica, este trabalho tem como intuito incentivar a implantação de novos projetos de restauração no estado de Sergipe e subsidiar tomadas de decisões para o projeto em estudo e para posteriores estudos em áreas de Mata Atlântica. As metodologias aplicadas para a elaboração dos trabalhos apresentados nesta tese podem ser replicadas para áreas em restauração de Mata Atlântica do estado de Sergipe e até mesmo das demais regiões brasileiras, uma vez que ajustes podem ser realizados e características fisiológicas, biológicas e genéticas dos indivíduos vegetais e os padrões espaciais da ecologia da paisagem locais respeitadas.

ANEXOS

Anexo I. Presença de diversidade animal, drenagem hídrica, cobertura do solo e húmus na área em restauração florestal, Laranjeiras, Sergipe, Brasil.



Continuação Anexo I. Presença de diversidade animal, drenagem hídrica, cobertura do solo e húmus na área em restauração florestal, Laranjeiras, Sergipe, Brasil.

