

UFRRJ

INSTITUTO DE FLORESTAS

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

DISSERTAÇÃO

**Efeito das técnicas de restauração ecológica na estrutura, diversidade e composição de
espécies na Mata Atlântica**

Heron Casati Fernandes

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

Efeito das técnicas de restauração ecológica na estrutura, diversidade e composição de espécies na Mata Atlântica

Heron Casati Fernandes

Sob a Orientação do Professor

Dr. Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero

e Coorientação da Pesquisadora

Dra. Adriana Pellegrini Manhães

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências Ambientais e Florestais**, no Curso de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2024

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

F363e Fernandes, Heron Casati , 1994-
Efeito das técnicas de restauração ecológica na
estrutura, diversidade e composição de espécies na
Mata Atlântica / Heron Casati Fernandes. -
Seropédica, 2024.
38 f.: il.

Orientador: Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero .
Coorientadora: Adriana Pellegrini Manhães.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em
Ciências Ambientais e Florestais, 2024.

1. Plantio de mudas. 2. Nucleação . 3.
Biodiversidade. 4. Restauração Ecológica. 5. Mata
Atlântica . I. Sansevero , Jerônimo Boelsums Barreto,
1980-, orient. II. Manhães, Adriana Pellegrini , 1982
, coorient. III Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro. Programa de Pós-graduação em Ciências
Ambientais e Florestais. IV. Título.

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

This study was financed in part by de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

HERON CASATI FERNANDES

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências Ambientais e Florestais**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 08 / 02 /2024

Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero. Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)

André Felipe Nunes de Freitas. Prof. Dr. UFRRJ

Sustanis Horn Kunz. Prof^a. Dra. UFES



TERMO N° 92/2024 - PPGCAF (12.28.01.00.00.00.27)

(N° do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 27/02/2024 13:20)

ANDRE FELIPPE NUNES DE FREITAS

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)

Matrícula: ###817#0

(Assinado digitalmente em 01/03/2024 20:31)

JERONIMO BOELSUMS BARRETO SANSEVERO

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)

Matrícula: ###372#1

(Assinado digitalmente em 28/02/2024 10:07)

SUSTANIS HORN KUNZ

ASSINANTE EXTERNO

CPF: ###.###.361-##

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/documentos/> informando seu número: **92**, ano: **2024**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **27/02/2024** e o código de verificação: **5a6ce047a3**

DEDICATÓRIA

“A fé e a razão constituem como que as duas asas pelas quais o espírito humano se eleva para a contemplação da verdade.”

Fides et Ratio, São João Paulo II

“Tendo em conta que o ser humano também é uma criatura deste mundo, que tem direito a viver e ser feliz e, além disso, possui uma dignidade especial, não podemos deixar de considerar os efeitos da degradação ambiental, do modelo atual de desenvolvimento e da cultura do descarte sobre a vida das pessoas.”

Laudato Si, Papa Francisco

*A Deus Pai, Filho e Espírito Santo,
A Santa Maria e São José,
Aos meus pais José e Maria Aparecida, minha,
irmã Cassia e meu “piccolo” sobrinho Théo,
com carinho dedico.*

AGRADECIMENTOS

Pater Noster, qui es in caelis, sanctificetur nomen tuum. Adveniat regnum tuum. Fiat voluntas tua, sicut in caelo et in terra. Panem nostrum cotidianum da nobis hodie, et dimitte nobis debita nostra sicut et nos dimittimus debitoribus nostris. Et ne nos inducas in tentationem, sed libera nos a malo. Amen.

Ave, Maria, gratia plena, Dominus tecum. Benedicta tu in mulieribus, et benedictus fructus ventris tui, Iesus. Sancta Maria, Mater Dei, ora pro nobis peccatoribus, nunc et in hora mortis nostrae. Amen.

Gloria Patri, et Filio, et Spiritui Sancto. Sicut erat in principio, et nunc, et semper, et in saecula saeculorum. Amen.

Te, Ioseph, célebrent ágmina cáelítum, te cuncti résonent Christiádum chori, qui, clarus méritis, iunctus es ínclitae, casto fôedere, Vírgini. Amen.

Ao meu pai José Casati, minha mãe Maria Aparecida, minha irmã Cassia e meu “piccolo principe” e sobrinho Théo, minha família, que mesmo longe, sempre me apoiando e sustentando em minhas aventuras, e sendo base que permitiu esse passarinho continuar voando e chegar até aqui. Meu coração será eternamente grato, obrigado Senhor pela minha Família!

À Eliane e família, que sempre me acolheram como um filho, me ajudando sempre que precisei de algo aqui em Seropédica. Deus os abençoe!

Ao meu orientador Jerônimo B. B. Sansevero, que me acolheu de volta ao laboratório depois de um período fora. Pela amizade, parceria e ensinamentos nessa minha caminhada desde a graduação. Pela ajuda na concepção das ideias do projeto. Pela sua solicitude, compreensão e paciência de sempre, assim como a capacidade de nos deixar mais calmos diante de tanta pressão, obrigado!

À minha coorientadora Adriana Manhães pela colaboração na amostragem, coleta e tabulação dos dados. Pelo compartilhamento de dados e de ideias que ajudaram a fechar este projeto e pelas considerações na redação do texto final.

Ao Jorge Alonso, pela colaboração na análise de dados e ensinamentos do programa R. Pela colaboração na redação dos resultados e discussão. Obrigado pela solicitude toda vez que tinha alguma dúvida (até meus imensos áudios rrsrs), sendo sempre paciente e atencioso.

A todos meus amigos e colegas que foram suporte ao longo deste mestrado, sempre me acolhendo em momentos de partilhas, seja através de conversas e orações; momentos de descontração, até mesmo na cervejinha. Poderia citar nome por nome, mas poderia deixar alguém de fora, então tenham certeza de que guardo todos em meu coração e orações, obrigado!

Aos membros do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEAp), pelo companheirismo desde a graduação. Pelos campos compartilhados que fortalecem a pesquisa. Por proporcionar toda a estrutura para a pesquisa, pelos cafés e troca de ideias que somam na minha formação pessoal e profissional.

Ao Laboratório de Ecofisiologia Vegetal da UFRJ (Dulce, Adriana, Mariana, Moab, João, Giulia, Beatriz e Arthur), pela parceria no projeto e toda colaboração na logística do trabalho de campo para coleta dos dados. Apesar da chuvarada, todos deixaram o campo muito mais leve, divertido e produtivo. Só não pode esquecer a chave novamente!!!

Ao Laboratório de Ecologia de Florestas Tropicais da USP (Adriana Martini, Marina e Joyce) pelo compartilhamento dos dados do projeto que implantou a área de estudo em 2012 e pela colaboração nas atividades de campo.

À Petrobrás pelo financiamento do projeto nº 5900.0110930.19.9 no qual esta pesquisa está inserida.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais (PPGCAF) e professores, por proporcionarem todo conhecimento e suporte para minha formação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa, sendo um incentivo importante para a continuidade da pesquisa e formação.

Aos membros da banca que vem acompanhando o trabalho desde a defesa do projeto de mestrado, com considerações importantes para o fechamento dele.

A todos que, de alguma forma, Deus colocou na minha vida, passaram pela minha caminhada, mesmo que num instante, sei que foram suficientes e necessários para permitir que alcançasse esse momento da minha vida terrena.

DEO GRATIAS!

BIOGRAFIA

*“Desde que nasci
Ou antes mesmo de existir
Na metamorfose das estações
A primavera me encontra
Com suas grandes monções*

*Nas emoções de um existir
Na vida que se celebra
E como sempre traz a primavera
A metamorfose de um florir...”*

Heron Casati Fernandes, escritos pessoais.

RESUMO

FERNANDES, Heron C. **Efeito das técnicas de restauração ecológica na estrutura, diversidade e composição de espécies na Mata Atlântica.** 2024. 38p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

A degradação antrópica e as mudanças climáticas demandam esforços globais. A restauração ecológica é essencial para recuperar a vegetação nativa, enquanto a avaliação da estrutura e biodiversidade é fundamental para compreender o sucesso de áreas em restauração. Este estudo avaliou os efeitos de técnicas de restauração na estrutura e diversidade de uma área de preservação permanente na Mata Atlântica, localizada em Caraguatatuba-SP. O experimento possui três tratamentos: plantio em linhas (LI, espaçamento 2 x 2 m); núcleos (NU, 13 indivíduos/núcleo, espaçados a 5m); e controle (CO), sem plantio (restauração passiva). Após 10 anos do plantio, um levantamento florístico foi realizado em 8 parcelas (15 x 15 m) por tratamento, incluindo todos os indivíduos plantados e regenerantes com diâmetro à altura do solo >2,5cm. Estimou-se a abundância, área basal e riqueza de espécies da comunidade plantada e regenerante. As técnicas com plantio de mudas (LI e NU) foram superiores, significativamente, para todas as variáveis em relação a estratégia sem plantio (CO). Entre LI e NU, uma diferença foi observada na abundância da regeneração, sendo maior em LI. Além disso, a curva de rarefação demonstrou que, com o aumento do esforço amostral, há tendência de maior riqueza para LI. Ao avaliar a trajetória sucessional, foi observada maior variação na composição de espécies no tratamento LI, após 10 anos do plantio. A taxa de mortalidade foi alta em ambos os tratamentos com plantio, sendo maior no NU que na LI. A composição de espécies de LI e NU foi similar, mas diferiu da composição do CO. As espécies indicadoras da regeneração de cada tratamento foram *Annona glabra* (LI), *Trema micrantha* (NU) e *Vernonanthura polyanthes* (CO). Embora a regeneração seja comparável entre as técnicas de plantio de mudas, a restauração ativa em linhas tende a apresentar valores superiores de regeneração natural do que a nucleação e o controle. Isso pode ser atribuído à menor densidade de plantio em linhas, favorecendo a regeneração natural em comparação com a nucleação, onde os indivíduos foram agrupados.

Palavras-chave: Plantio de mudas; Nucleação; Biodiversidade; Restauração Ecológica; Mata Atlântica.

ABSTRACT

FERNANDES, Heron C. **Effect of ecological restoration techniques on the structure, diversity, and species composition in the Atlantic Forest.** 2024. 38p. Dissertation (Masters in Environmental and Forest Sciences). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Anthropogenic degradation and climate change demand global efforts. Ecological restoration is essential for recovering native vegetation, while the assessment of structure and biodiversity is fundamental to understanding the success of restoration areas. This study evaluated the effects of restoration techniques on the structure and diversity of a permanent preservation area in the Atlantic Forest, located in Caraguatatuba-SP. The experiment had three treatments: line planting (LI, spacing 2 x 2 m); nuclei (NU, 13 individuals/nucleus, spaced 5 m apart); and control (CO), without planting (passive restoration). Ten years after planting, a floristic survey was conducted in 8 plots (15 x 15 m) per treatment, including all planted individuals and regenerants with a diameter at ground level >2.5 cm. Abundance, basal area, and species richness of the planted and regenerating community were estimated. Techniques with seedling planting (LI and NU) were significantly superior for all variables compared to the non-planting strategy (CO). Between LI and NU, a difference was observed in regenerative abundance, with LI showing higher values. Moreover, the rarefaction curve showed that with increased sampling effort, there was a tendency for higher richness in LI. Assessing successional trajectory, greater variation in species composition was observed in the LI treatment after 10 years of planting. Mortality rate was high in both planting treatments, being higher in NU than LI. The species composition of LI and NU was similar but differed from CO composition. Indicator species for regeneration in each treatment were *Annona glabra* (LI), *Trema micrantha* (NU), and *Vernonanthura polyanthes* (CO). Although regeneration is comparable between planting techniques, active line planting tends to show higher values of natural regeneration compared to nucleation and control. This may be attributed to lower planting density in lines, favoring natural regeneration compared to nucleation, where individuals were grouped.

Keywords: Seedling planting; Nucleation; Biodiversity; Ecological Restoration; Atlantic Forest.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Área experimental localizada no município de Caraguatatuba - SP, em uma área de preservação permanente (APP) ao lado da Estação de Tratamento de Gás Monteiro Lobato (UTGCA/Petrobrás)6
- Figura 2.** Vista da área antes do projeto de restauração florestal em 2012, Caraguatatuba, SP (Fonte: Bertencello, 2016)6
- Figura 3.** Desenho experimental do plantio, realizado em 2012, da área de preservação permanente do Rio Juqueriquerê dentro da Estação de Tratamento e gás Monteiro Lobato (UTGCA), Caraguatatuba-SP. (a) Seleção das parcelas do plantio em linhas (LI) e núcleos (NU), em preto, e as parcelas controle (sem plantio, vermelho). (b) Croqui das parcelas aleatorizadas de 15x15m dentro dos plantios. A esquerda o plantio em núcleos, que possui 9 núcleos (5x5m) na parcela (N= 117). A direita o plantio em linhas (2x2m), incluindo 49 covas na parcela (N= 49)8
- Figura 4.** Marcação do centro das parcelas com cano pvc. A esquerda, plantio em linhas e a direita, plantio em núcleos (Fonte: Adriana Manhães)9
- Figura 5.** Delimitação das parcelas em campo com bambus e fita zebra (Fonte: Adriana Manhães)9
- Figura 6.** Marcação das parcelas do controle (Fonte: Adriana Manhães)10
- Figura 7.** Marcação dos indivíduos da comunidade de plantas: À esquerda, indivíduo plantado (P180); e à direita, regeneração (R147). (Fonte: Adriana Manhães)10
- Figura 8:** Curvas de rarefação baseadas na abundância de indivíduos para comunidade (plantio + regeneração) nos tratamentos Linha (LI), Núcleo (NU) e Controle (CO) em uma área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.....18
- Figura 9:** Curvas de rarefação baseadas na abundância de indivíduos para regeneração natural nos tratamentos Linha (LI), Núcleo (NU) e Controle (CO) em uma área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.....19
- Figura 10:** Biplot da PCoA ordenando a composição de espécies dos tratamentos com plantio de mudas, Linha (LI) e Núcleo (NU), numa trajetória sucessional entre o tempo 0 (T0) e tempo 10 (T10) em área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.....20
- Figura 11:** Biplot da PCoA ordenando a composição de espécies das comunidades (plantio + regeneração) dos tratamentos Linha (LI), Núcleo (NU) e Controle (CO) em uma área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.....23
- Figura 12:** Biplot da PCoA ordenando a composição de espécies da regeneração dos tratamentos Linha (LI), Núcleo (NU) e Controle (CO) em uma área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.....24

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Tabela Geral das Espécies inventariadas em uma área em processo de restauração florestal, há 10 anos, implementada por diferentes técnicas de restauração. Legenda: SD (Síndrome de Dispersão; onde ZOO = Zoocoria, ANE = Anemocoria, AUT = Autocoria). GE (Grupo Ecológico; onde P = Pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais), NP = Não Pioneiras (secundárias tardias e clímax), SC = Sem Caracterização). LI (Linha), NU (Núcleo) e CO (Controle); Plant (Espécies de origem do plantio de mudas), Reg (Espécies de origem da regeneração natural)14

Tabela 2: Médias e desvio padrão (entre parênteses) das variáveis abundância, riqueza e área basal da comunidade vegetal (plantadas e regeneração) em processo de restauração florestal há 10 anos, implementada por diferentes técnicas de plantio. LI = técnica de plantio de mudas em Linhas; NU = técnica de plantio de mudas em núcleos; CO = técnica de restauração passiva, sem plantio de mudas. Médias seguidas da mesma letra na mesma linha e para a mesma variável não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%.....17

Tabela 3: Médias e desvio padrão (em parênteses) das variáveis mensuradas entre as diferentes estratégias de restauração. (Contraste do tratamento adicional com o fatorial). Onde: Tratamentos referentes as estratégias que utilizam plantio de mudas (Linha e Núcleo), sendo esses os fatoriais da ANOVA que foram analisados verso ao tratamento adicional (Controle). Médias seguidas da mesma letra na mesma coluna e para a mesma variável não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%.....17

Tabela 4: Médias e desvio padrão (em parênteses) das variáveis abundância, área basal e riqueza dentro de cada nível de origem (plantio e regeneração) dos indivíduos em cada tratamento (fatoriais), comparando as diferentes técnicas que utilizam plantio de mudas. Onde: Origem plantio referente aos indivíduos remanescentes do plantio de mudas e origem regeneração aos indivíduos recrutados ao longo do tempo. Para cada variável, médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna e da mesma letra minúscula na linha não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%.....18

Tabela 5: Tabela das espécies plantadas, em 2012, nos tratamentos com técnicas com plantio em linha (LI) e plantio em núcleos (NU), apresentando o número de indivíduo (N), de cada espécie plantados, em 2012 e os remanescentes em 2022 e a taxa de mortalidade (Tx) de cada espécie após 10 anos de implantação da área (ano de 2022); NA é referente a espécie que não foi plantada no referido tratamento (Continua).....21

LISTA DE ABREVIACOES E SÍMBOLOS

ANE – Anemocórica

AUT – Autocórica

CO – Controle (sem plantio de mudas)

DAS – Diâmetro  altura do solo

e.g. – por exemplo

GE – Grupo Ecológico

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*

LI – Plantio de mudas em Linha

n – Números de indivíduos

NP – Não pioneira

NU – Plantio de mudas em Núcleo

P – Pioneira

PCoA - *Principal Coordinates Analysis*

Plant – Espécies plantadas

Reg – Espécies da regenerao

s – Número de espécies

SD – Síndrome de Dispersão

SER – *Society for Ecological Restoration*

Tx. LI – Taxa de mortalidade das espécies plantadas da linha

Tx. NU – Taxa de mortalidade das espécies plantadas do núcleo

T0 – Tempo zero anos

T10 – Tempo dez anos

ZOO – Zoocórica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1. A degradação ambiental nas florestas tropicais.....	2
2.2. Abordagens técnicas da restauração florestal	3
2.3. Monitoramento e sucesso da restauração ecológica	4
3. METODOLOGIA	5
3.1. Área de estudo	5
3.2. Amostragem	8
3.3. Coleta de dados.....	10
3.4. Análise de dados.....	11
4. RESULTADOS.....	12
4.1. Estrutura, diversidade e composição florística	12
4.2. Estrutura e diversidade da comunidade	17
4.3. Estrutura e diversidade da comunidade plantada e da regeneração natural	17
4.4. Trajetória sucessional das áreas com plantio de mudas	19
4.5. Composição de espécies	23
5. DISCUSSÃO.....	24
5.1. Implicações práticas para restauração	27
6. CONCLUSÕES	28
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
8. ANEXOS	36
Anexo A: Análise de variância (ANOVA) das variáveis mensuradas	36
Anexo B: Análise de variância (ANOVA) com tratamento adicional.....	36
Anexo C: Espécies alóctones da regeneração natural.....	37

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas representam um desafio para a persistência da biodiversidade e o bem-estar humano. A degradação ambiental antrópica atingiu um limiar crítico, cujas consequências socioambientais podem ser de difícil reversão (Steffen et al., 2018). De acordo com o 6º Relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), divulgado em 2021, as mudanças climáticas têm gerado impactos significativos nos remanescentes florestais, especialmente em seus estágios iniciais. Nesse contexto, a conservação e restauração dos ecossistemas emergem como peças fundamentais nos esforços globais para mitigar as mudanças climáticas e evitar extinções em massa da biodiversidade (Marshall et al., 2022).

Para o avanço da gestão e conservação de recursos naturais, a restauração tem um papel chave, com atividades de pequena e grande escala que se tornam cada vez mais comuns em todo o mundo (Hobbs et al., 2011; Brancalion et al., 2019). Segundo Guerra et al. (2020), atividades relacionadas à ecologia da restauração cresceram em todo o mundo nos últimos 30 anos, de forma heterogênea, sendo que, no Brasil, mais da metade dos estudos ocorreram na Mata Atlântica. Apesar do Brasil já sofrer com um histórico de degradação ambiental desde a colonização, causada principalmente pela agricultura e pecuária, só recentemente linhas de pesquisa têm sido desenvolvidas para compreender a dinâmica desses processos e tentar revertê-los (Sansevero et al., 2017; Guerra et al., 2020; Zupo et al., 2022).

A restauração ecológica é o processo que auxilia a recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído (SER, 2004), diferenciando-se da ecologia da restauração. Esta última emerge como uma ciência que apoia a prática da restauração ecológica, bem como outras técnicas de reparo ambiental que visam à recuperação dos ecossistemas nativos e da integridade do ecossistema (Gann et al., 2019). Ainda segundo a SER (2004), no longo prazo, as diversas técnicas empregadas na restauração devem contribuir para o restabelecimento dos processos ecossistêmicos e da estrutura da vegetação, conferindo-lhes características similares ou próximas as que ocorriam anteriormente ou a uma área de referência.

No entanto, um dos grandes desafios dos projetos de restauração florestal está em compreender quando uma determinada área em recuperação alcançará o sucesso (Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Wortley et al., 2013; Oliveira et al., 2021). Os indicadores de estrutura, diversidade e composição de espécies, por exemplo, auxiliam na avaliação do sucesso da restauração de uma área degradada (Laughlin et al., 2017). Diante disso, a associação de métricas de estrutura da vegetação e composição de espécies pode gerar bons resultados na condução das ações iniciais de restauração e na avaliação das trajetórias sucessionais e do sucesso da restauração (Rosenfield; Müller, 2020). Com isso, as escolhas das técnicas de restauração são determinantes para se alcançar os objetivos da restauração.

Vários estudos já demonstraram que essas técnicas de restauração ecológica conseguem alcançar os objetivos da restauração (Meli et al., 2017; Chazdon et al., 2021; Jakovac et al., 2024). No entanto, são poucos os projetos que implementaram réplicas de diferentes sistemas de plantio nos projetos de restauração (Howe & Martínez-Garza, 2014) e, menos ainda, projetos que avaliaram, por exemplo, a nucleação aplicada em relação as técnicas de restauração mais tradicionais, como o plantio de mudas em linhas (Zahawi et al., 2013; Bechara et al., 2016). Avaliar o sucesso dos projetos de restauração ecológica é fundamental para justificar o uso da restauração na gestão de recursos naturais e contribuir para a melhoria das técnicas de restauração (Wortley et al., 2013). Portanto, a comparação de diferentes estratégias e técnicas

de restauração ecológica é fundamental para melhorar as ações de restaurações com resultados e custos mais eficazes.

Desta forma, nosso estudo pretende responder as seguintes perguntas: a aplicação de diferentes técnicas de restauração florestal, como plantio de mudas em linha e em nucleação, e a restauração passiva (sem plantios de mudas), afeta a dinâmica da regeneração natural? Alguma técnica é capaz de facilitar a restauração da estrutura e diversidade da vegetação? Após aplicação das técnicas de restauração, a composição de espécies, ao longo do tempo, se torna distinta? Assim, a premissa é que as particularidades de cada técnica de restauração florestal influenciam a estrutura, diversidade e trajetória sucessional das áreas em processo de restauração. As estratégias ativas de restauração, por exemplo, tendem a acelerar a recuperação (Zahawi et al., 2013; Holl et al., 2020), enquanto estratégias passivas se recuperam de forma mais lenta (Benayas et al., 2008). Logo, a hipótese de pesquisa é que a regeneração natural se estabelecerá de maneira mais eficaz nas áreas com plantio de mudas em linha, resultando em uma estruturação e diversidade vegetal mais pronunciadas nessas áreas.

Com isso, o objetivo geral deste estudo é analisar os efeitos de diferentes técnicas de restauração (nucleação, plantio em linhas e restauração passiva), sobre a estrutura, diversidade e composição de espécies plantadas e da regeneração natural em áreas em processo de restauração ecológica na Mata Atlântica. Como objetivos específicos: (1) Testar o efeito das diferentes técnicas sobre os indicadores de abundância, riqueza e área basal da vegetação; (2) Avaliar as mudanças na trajetória sucessional, após 10 anos do plantio de mudas, das técnicas com plantio em linha e núcleo; (3) Comparar o efeito das diferentes densidades de plantio de mudas na mortalidade de indivíduos; (4) Relacionar a influência das estratégias de restauração ativa e passiva na composição de espécies da vegetação.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A degradação ambiental nas florestas tropicais

A grande demanda global por recursos naturais (alimentos, fibras, minerais etc.), fez grandes extensões das florestas tropicais serem convertidas para outros usos da terra, principalmente para agricultura e pastagens (Gibbs et al., 2010; Jakovac et al., 2021). Menos de 50% da área ocupada por florestas tropicais do mundo permanecem com cobertura florestal (Brancalion et al., 2019). Além disso, as consequências das mudanças do clima são mais um agravante que têm afetado a biota e os ecossistemas (IPCC, 2021). Diante disso, são necessárias ações que visem mitigar as mudanças climáticas globais e reverter o histórico de degradação ambiental. Nas regiões tropicais, como na Mata Atlântica, a restauração florestal tornou-se uma ferramenta de conservação para restabelecer processos ecológicos (Gardon et al., 2020), fazendo parte de uma tendência internacional que almeja “soluções baseadas na natureza” (Rother et al., 2023).

A Mata Atlântica sustenta uma das maiores riqueza de espécies e taxas de endemismo do planeta, ao passo que é um dos biomas mais ameaçado do mundo (Ribeiro et al., 2009; Joly et al., 2014). Além disso, tem um grande papel na provisão de serviços ecossistêmicos e regulação do clima (Joly et al., 2014). Foi o primeiro bioma, do Brasil, a ser afetado pelas intensas degradações florestais (Rodrigues et al., 2009). Sua longa história de impactos ambientais reflete o destino experimentado por outras florestas tropicais em todo o mundo (Joly et al., 2014; Romanelli et al., 2022). Segundo Romanelli et al. (2022), as florestas primárias

remanescentes da Mata Atlântica, que ainda são atingidas pela ação antrópica e pelas mudanças climáticas (Joly et al., 2014), são insubstituíveis para a manutenção da biodiversidade no Brasil. A alta biodiversidade da Mata Atlântica e sua severa degradação a transformaram em um “hotspot de restauração” (Zupo et al., 2022).

Para reverter os efeitos das constantes degradações ambientais em florestas tropicais, houve uma expansão dos esforços de restauração nos últimos anos (Shimamoto et al., 2018), através de múltiplas técnicas de restauração ativas e passivas (Massi et al., 2022). Os primeiros esforços que surgiram na Mata Atlântica, por exemplo, iniciaram-se com a intenção de preservar recursos hídricos e do solo (Rodrigues et al., 2009). Os esforços de conservação tradicionalmente se concentram na proteção de áreas onde a cobertura da terra não foi fortemente alterada pelo homem e tais esforços devem continuar sendo uma prioridade (Holl & Aide, 2011).

A restauração ecológica é uma prioridade global com grande potencial para beneficiar os ecossistemas naturais (Brudvig et al., 2017). A existência de florestas permanentes de alta diversidade, fruto de diversos esforços, comprova a viabilidade da restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al., 2009). Diante disso, agendas políticas em escala global têm buscado objetivos diversos para combater as constantes degradações, que incluem a recuperação da biodiversidade, melhorias da qualidade e o abastecimento da água, sequestro de carbono, melhoria nos meios de subsistência humana (Chazdon et al., 2017). Nesse sentido, o Brasil é um país chave para atingir as metas globais de restauração (Guerra et al., 2020) e, nesse contexto, está vivenciando um aumento tanto nas demandas sociais quanto nas expectativas de projetos de restauração florestal (Suganuma et al., 2017).

Dentre os diversos biomas do Brasil, a Mata Atlântica é o bioma com maior número de trabalhos sobre restauração ecológica (Sansevero et al., 2017; Guerra et al., 2020, Jakovac et al., 2024), ao passo que ações e pesquisas de restauração têm sido priorizadas neste bioma (Sansevero et al., 2017; Zupo et al., 2022). Na região sudeste ocorre a maior parte de pesquisas de restauração na Mata Atlântica (Sansevero et al., 2017), sendo que entorno de 60% desses estudos estão concentrados nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (Zupo et al., 2022). Por ser a região mais desenvolvida do país e conter as principais universidades e centros de pesquisas, evidencia o fato de ser a região com mais estudos (Sansevero et al., 2017). O plantio de mudas foi a técnica de restauração mais utilizada na Mata Atlântica, seguida pela restauração passiva (Brancalion et al., 2016; Guerra et al., 2020). No entanto, é importante ressaltar que a maioria dessas iniciativas de restauração tem menos de 20 anos (Jakovac et al., 2024).

2.2. Abordagens técnicas da restauração florestal

As estratégias de restauração de ecossistemas variam amplamente nas técnicas aplicadas e nos contextos ecológicos (Jakovac et al., 2024). A escolha de uma determinada estratégia partirá dos tomadores de decisão com base em metas de biodiversidade e recursos financeiros (Brancalion et al., 2017; Bechara et al., 2021). Segundo Holl e Aide (2011), em determinadas situações, é necessário um pouco de paciência para permitir que os sistemas sigam o processo de recuperação natural, pois em alguns anos, é possível avaliar se uma intervenção direta será necessária. No entanto, na prática é difícil a escolha da melhor estratégia de restauração, pois sempre haverá uma ou mais técnicas adequadas para um caso específico (Rodrigues et al., 2009). Por isso, é importante ter claro os objetivos que permeiam o projeto, assim como, um

diagnóstico detalhado da área que será implementada (Rodrigues et al., 2009; Rodrigues et al., 2011), além do levantamento do histórico de uso do solo (Meli et al., 2017; Jakovac et al., 2021; Rother et al., 2023).

De modo geral, segundo Rodrigues et al. (2009), as estratégias de restauração caminham para um objetivo em comum, em que visam remover ou minimizar o impacto humano, criar ou proteger uma estrutura florestal, fornecer habitat para fauna, manejar espécies exóticas invasoras etc. As abordagens de restauração ativa geralmente são motivadas pelo desejo de transformar rapidamente um ecossistema degradado em um ecossistema restaurado (Chazdon et al., 2021), pois aceleram a recuperação precoce da estrutura florestal e o funcionamento do ecossistema (Zahawi et al., 2013; Oliveira et al., 2019; Holl et al., 2020). A restauração ativa envolve técnicas de manejo como plantio de mudas em área total, capina, queima e desbaste, todas visando uma formação vegetal com uma composição ou estrutura particulares (Benayas et al., 2008, Rodrigues et al., 2009).

Já a restauração passiva começa com o restabelecimento espontâneo de espécies de plantas após cessarem as perturbações ambientais, como um processo gradual de recuperação da estrutura, função e composição do ecossistema pré-distúrbio (Chazdon & Guariguata, 2016). A regeneração natural consegue restaurar mais áreas a um custo menor do que o plantio ativo de mudas, mas, geralmente, é lenta, porque a dispersão de sementes é limitada e as condições ambientais adversas restringem o estabelecimento de árvores (Benayas et al. 2008; Zahawi et al. 2014; Chazdon & Guariguata, 2016). Devido a isso, o plantio de mudas se torna uma das principais técnicas empregadas para a restauração ecológica de florestas tropicais (Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Holl & Aide, 2011; Oliveira et al., 2019; Guerra et al., 2020).

A técnica de nucleação aplicada visa o estabelecimento de pequenas ilhas ou fragmentos de arbustos e/ou árvores para servir como áreas prioritárias para recuperação (Corbin & Holl, 2012). Segundo Gann et al. (2019), esses pequenos fragmentos atraem dispersores e facilitam o estabelecimento de novos indivíduos, expandindo a área florestal, de restinga, savana etc. Com o tempo, espera-se que essas ilhas se expandam e se aglutinem em florestas contíguas (Zahawi et al., 2013). Essa técnica oferece elementos de ambos os caminhos da regeneração natural e restauração ativa para influenciar a trajetória sucessional do ecossistema (Corbin & Holl, 2012; Bechara et al., 2016). A nucleação aplicada é eficaz para facilitar a recuperação dos ecossistemas e se mostra menos custosa quando comparada a restauração por plantio em linhas em área total (Holl et al., 2020; Bechara et al., 2021).

2.3. Monitoramento e sucesso da restauração ecológica

O sucesso da restauração depende dos principais atributos ecológicos e socioeconômicos que precisam ser monitorados ao longo do tempo (Oliveira et al., 2021). Ele pode ser quantificado com as proporções de cada valor métrico ecológico alcançado no local de restauração em comparação com os sistemas de referência, que são modelos úteis para avaliar os projetos de restauração (Wortley et al., 2013; Jakovac et al., 2024). Com isso, indicar um resultado de sucesso da restauração dependerá da perspectiva dos indicadores ecológicos utilizados para o monitoramento do projeto (Crouzeilles et al., 2016). Laughlin et al. (2017) sugerem, por exemplo, que o sucesso na restauração pode ser avaliado monitorando a estrutura, composição, biodiversidade e funcionamento da comunidade. Esses atributos incluem a capacidade do ambiente físico de sustentar populações em reprodução, a integração com a paisagem e a autossustentabilidade (Ruiz-Jaen & Aide, 2005).

As características de diversidade e estrutura são métricas abrangentes da biodiversidade, e, para aprimorar a avaliação do sucesso da restauração florestal, é preciso considerar diferentes medidas (Wortley et al., 2013; Romanelli et al., 2022). A composição inicial, por exemplo, deve ser vista como uma ferramenta potencial para atingir determinados objetivos de restauração (Li et al., 2018), mas sempre aliada com outros parâmetros. A recuperação da diversidade florística e funcional é um indicador essencial do sucesso da restauração e pode ser de grande utilidade para futuros planos de manejo visando a conservação e funcionamento dos ecossistemas naturais (Rother et al., 2019). A aplicação de uma abordagem centrada em características funcionais na ecologia da restauração pode ser essencial e deve ser adaptada de maneira apropriada para alcançar resultados eficazes (Zupo et al., 2022). Em uma perspectiva de longo prazo, após 50 anos, os serviços ecossistêmicos emergem como indicadores sólidos do sucesso da restauração (Oliveira et al., 2021).

A restauração da paisagem terá mais sucesso quando a perturbação anterior for menos intensa e o habitat for menos fragmentado na paisagem (Crouzeilles et al., 2016). Com isso, otimizar a localização e o design de projetos de restauração é importante para maximizar os resultados ecológicos e econômicos (Gilby et al., 2020). Durante períodos mais longos de sucessão ecológica, o valor complementar das florestas restauradas às florestas primárias existentes aumentará, fornecendo assim um forte justificativa para o investimento contínuo em iniciativas de restauração ecológica (Crouzeilles et al., 2016). Diante desse cenário, com o aumento do investimento em restauração, surge a urgente necessidade de desenvolver programas eficazes para avaliar a eficácia e os efeitos das diversas estratégias implementadas (Gatica-Saavedra et al., 2017). Além disso, a avaliação do sucesso da restauração ao longo do tempo permitirá antecipar as respostas de longo prazo, considerando sua trajetória (Oliveira et al., 2021). Isso não apenas aprimorará os protocolos de monitoramento, mas também possibilitará uma interpretação confiável sobre o potencial em larga escala das restaurações florestais na mitigação das mudanças climáticas (Gardon et al., 2020).

3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

A área experimental do presente estudo está localizada no município de Caraguatatuba - SP, em uma Área de Preservação Permanente (APP) ao lado da Estação de Tratamento de Gás Monteiro Lobato (UTGCA/Petrobrás), nas coordenadas 23°39'27.70"S e 45°30'17.49"O (Figura 1). Essa APP representa a mata ciliar do Rio Juqueriquerê, e ocupa uma faixa de 50 m com extensão de 1300 m, com uma área de 6,5 ha (Sano, 2016). Segundo a classificação Köppen (1948), o clima da região é classificado como Af (Tropical Úmido), com temperatura média anual 22,79°C (Agroclima-SP, 2023), estação seca indefinida e fortes precipitações no verão. Até 2020, quase 60% do uso da terra é oriundo da agricultura, silvicultura e pastagem (Balaguer et al., 2023).

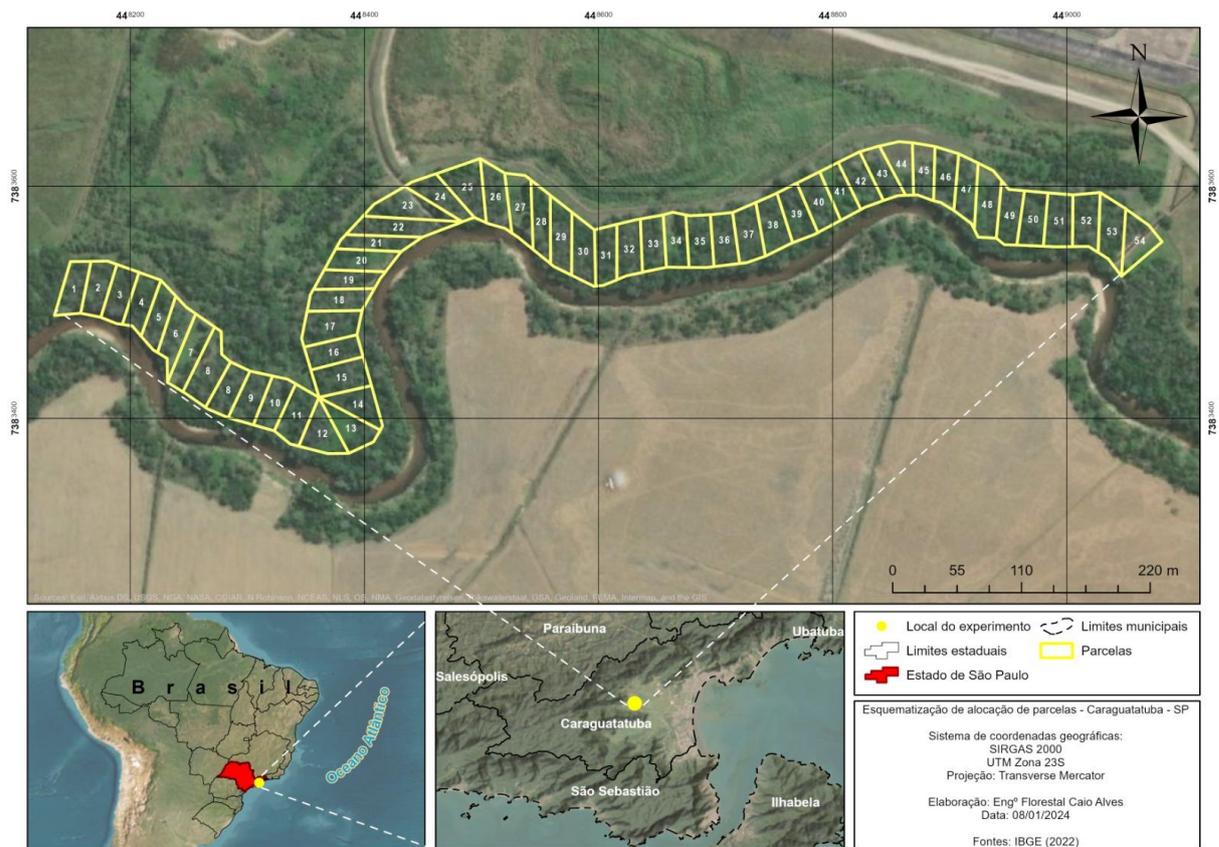


Figura 1: Área experimental localizada no município de Caraguatatuba - SP, em uma área de preservação permanente (APP) ao lado da Estação de Tratamento de Gás Monteiro Lobato (UTGCA/Petrobrás).

Segundo Bertonecello (2016) e Sano (2016), a área onde foi implantado o experimento era utilizada para criação de gado, caracterizando-se, à época da implantação do projeto de restauração, como pastagem abandonada com predomínio de espécies de gramíneas exóticas invasoras e sem qualquer tipo de conectividade com a vegetação do entorno (Figura 2).



Figura 2. Vista da área antes do projeto de restauração florestal em 2012, Caraguatatuba, SP (Fonte: Bertonecello, 2016).

As características do solo foram influenciadas por um evento climático extremo que ocorreu em 1967 na região de Caraguatatuba, que sofreu com altos volumes de chuva que ocasionaram grandes deslizamentos de terra de origem continental nas áreas costeiras da região. Diante desse fato, o solo é composto por alguns trechos com composição um pouco mais argilosas, mas predominantemente com solos arenosos, característicos da região de planície costeira (Ferreira, 2013). Vale destacar que a coleta de dados foi realizada em meados de 2022, antes dos eventos extremos de precipitação ocorridos na região de São Sebastião, próximo a Caraguatatuba, no início de 2023, que a princípio não afetaram a área do experimento.

Segundo os mapas de formação de vegetação IBGE (Veloso et al., 1991) a área encontra-se em uma microrregião de transição entre a vegetação de restinga e Floresta Ombrófila Montana. A vegetação original poderia se encaixar em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas ou Floresta Ombrófila Densa Aluvial (Veloso et al., 1991). Segundo Assis et al. (2011), em geral há uma dificuldade de distinguir entre essas duas fitofisionomias por conta de algumas semelhanças que podem ocorrer. Pansonato et al. (2019) classificaram as vegetações remanescentes da região como restinga, assim como Souza e Luna (2008) que, seguindo a resolução Conama nº 07/1996, classificaram como floresta de restinga alta. Com isso, há um certo impasse em inferir sobre a vegetação que estaria originalmente na região, mas compreende-se que é uma área de transição entre duas fitofisionomias distintas da Mata Atlântica, com influências da floresta ombrófila densa da encosta e das vegetações de restinga.

A Área de Preservação Permanente (APP), do presente estudo está-se em processo de restauração ecológica há 10 anos, em relação à coleta de dados para o presente estudo (2022). O projeto de restauração ecológica dessa APP foi implementado em 2012, por meio de um termo de cooperação entre a UTGCA/Petrobrás e o Laboratório de Florestas Tropicais (Lab-Trop – USP). O desenho experimental original foi implantado em oito blocos com três tratamentos principais por bloco, sendo: um controle (CO), referente a restauração passiva; e dois sistemas de plantio: plantio em linhas (LI), com espaçamento de 2 x 2 m e plantio em núcleos (NU) com espaçamento entre núcleos de 5 x 5 m e dentro de cada núcleo com 13 espécies (cinco espécies pioneiras e oito espécies não pioneiras, com distância de 30 cm entre cada muda). Cada tratamento foi implementado em parcelas de 20 x 50 m (Figuras 1 e 3a). É importante salientar que o controle de gramíneas exóticas invasoras (plantas daninhas) na área de estudo, como *Urochloa* sp. e *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Sano, 2016), foi realizado de forma mecânica por meio de roçagem entre as linhas das áreas plantadas e ocorreu até 2018, ou seja, até o sexto ano do desenvolvimento da área de restauração. As parcelas do controle também mantiveram a capina mecânica (roçadeira) nos 10 anos após o plantio. Assim, o tratamento controle é caracterizado por uma restauração passiva, onde a capina mecânica ajudou a promover a restauração evitando a competição com as gramíneas invasoras.

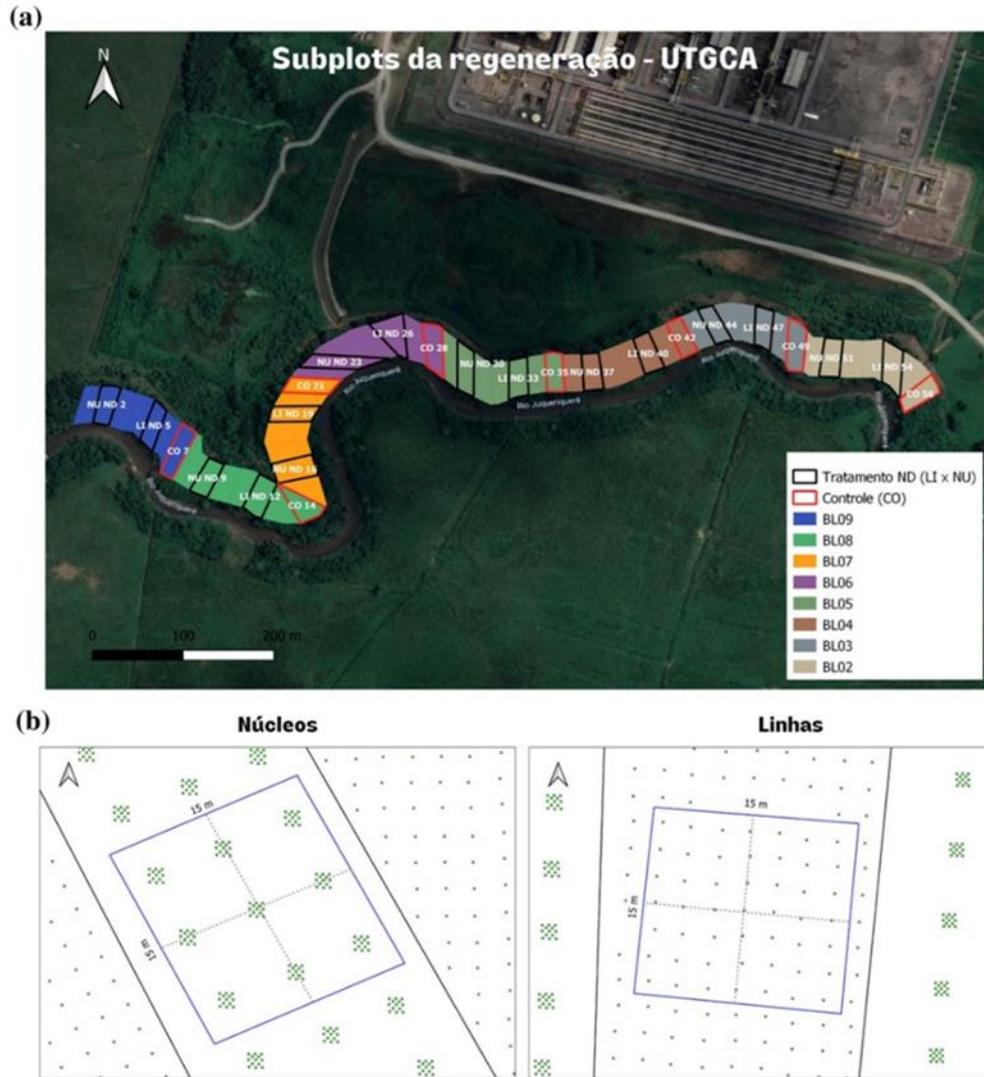


Figura 3. Desenho experimental do plantio, realizado em 2012, da área de preservação permanente do Rio Juqueriquerê dentro da Estação de Tratamento e gás Monteiro Lobato (UTGCA), Caraguatubá-SP. (a) Seleção das parcelas do plantio em linhas (LI) e núcleos (NU), em preto, e as parcelas controle (sem plantio, vermelho). (b) Croqui das parcelas aleatorizadas de 15x15m dentro dos plantios. A esquerda o plantio em núcleos, que possui 9 núcleos (5x5m) na parcela (N= 117). A direita o plantio em linhas (2x2m), incluindo 49 covas na parcela (N= 49).

3.2. Amostragem

A amostragem deste trabalho seguiu as mesmas áreas de cada tratamento implantado, originalmente, em 2012: Plantio em Linhas (LI), plantio em núcleos (NU) e controle (CO). Diante disso, foram implantadas 24 parcelas de 15 x 15 m (0,54 ha), sendo oito parcelas por tratamento, de forma aleatória dentro da parcela dos tratamentos pré-existentes de 50 x 20 m, porém, sendo alocadas de forma a evitar as linhas e núcleos das bordas, já que estes poderiam sofrer a influência do tratamento vizinho (Figuras 4, 5 e 6) nos três respectivos tratamentos (LI, NU e CO) (Figura 3a). As parcelas demarcadas contemplaram 49 covas do plantio no tratamento LI (N = 49), e 117 covas do plantio no tratamento NU (N = 117) (Figura 3b).



Figura 4. Marcação do centro das parcelas com cano pvc. A esquerda, plantio em linhas e a direita, plantio em núcleos (Fonte: Adriana Manhães).



Figura 5. Delimitação das parcelas em campo com bambus e fita zebraada (Fonte: Adriana Manhães).



Figura 6. Marcação das parcelas do controle (Fonte: Adriana Manhães).

3.3. Coleta de dados

Foram mensurados tanto os indivíduos com origem do plantio de 2012, presentes nos tratamentos LI e NU, quanto os indivíduos de origem do processo de sucessão ecológica (regeneração natural), que apresentassem DAS (Diâmetro à altura do solo) $\geq 2,5$ cm. Além disso, suas respectivas alturas foram estimadas. Todos os indivíduos foram identificados e marcados com plaquetas (Figura 7). Com esses dados, obteve-se os valores de número de indivíduos e de espécies, o que permitiu obter a área basal e a composição de cada tratamento em nível de espécie, grupo ecológico (pioneira e não pioneira) e síndrome de dispersão. Ademais, tínhamos a informação das espécies que foram plantadas em 2012 em cada tratamento e suas respectivas covas, o que permitiu estimar a taxa de mortalidade de cada tratamento com plantio de mudas (LI e NU). Com esses dados foi possível analisar a estrutura e diversidade da comunidade vegetal de cada tratamento.



Figura 7. Marcação dos indivíduos da comunidade de plantas: À esquerda, indivíduo plantado (P180); e à direita, regeneração (R147). (Fonte: Adriana Manhães).

3.4. Análise de dados

Os dados coletados foram registrados e tabulados usando o programa Excel. Foram calculadas as proporções (porcentagem) de síndrome de dispersão, grupos ecológicos e mortalidade de indivíduos plantados. Em relação aos grupos ecológicos, as espécies foram classificadas como pioneiras (de estágio sucessional pioneiro e secundário inicial) e não pioneiras (espécies de estágio sucessional secundário tardio e clímax), sendo essas informações obtidas na literatura existente. As espécies foram registradas de acordo com sua origem na área de estudo, sendo categorizadas como plantadas (ou seja, as espécies utilizadas no plantio de mudas) original e como regenerantes (que são espécies de origem do processo de regeneração natural).

A análise do experimento foi feita considerando o delineamento em blocos casualizados com três tratamentos (controle, plantio em linha e em núcleo) para avaliar os parâmetros estruturais de cada comunidade (plantada e regeneração). Uma segunda análise foi realizada considerando o delineamento em blocos casualizados com arranjo fatorial $2 \times 2 + 1$ para avaliar a interação entre as técnicas de restauração e a origem das plantas observadas em cada parcela. Nesse caso, o primeiro fator seria a técnica de plantio (linha ou núcleo), o segundo seria a origem do indivíduo (plantio ou regeneração) e por fim o controle foi considerado o tratamento adicional.

As variáveis avaliadas foram os parâmetros estruturais de abundância, riqueza e área basal. A normalidade dos resíduos foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Bartlett, com significância de 5%. Na sequência, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e quando identificada diferença entre tratamentos pelo teste F ($p < 0,05$), as médias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As análises foram feitas utilizando o software estatístico R e o pacote stats (R Core Team, 2023), bem como as funcionalidades do pacote ExpDes.pt (Ferreira et al., 2021). As diferenças na riqueza de espécies também foram avaliadas por meio das curvas de rarefação, baseada em número de indivíduos, usando o software R com auxílio do pacote “iNEXT” (Chao et al., 2014) e do “ggplot2” (Wickham, 2016) para elaborar os gráficos.

Para visualizar as diferenças na trajetória sucessional e composições de espécies, utilizou-se as análises de coordenadas principais (PCoA), ordenando as matrizes de composição por meio da distância de Bray-Curtis (Da Silva et al., 2022), no software R (R Core Team, 2023) utilizando o pacote “ggplot2” para elaborar os gráficos. Para avaliar as diferenças na trajetória sucessional entre LI e NU, foram consideradas as informações de composição de espécies nos tratamentos de plantio (LI e NU) no início do plantio, tempo zero (T0), e após 10 anos (T10). O T0 representa uma composição de espécies formada pelo plantio de mudas, enquanto o T10 representa as mudanças na composição de espécies influenciadas pela mortalidade de indivíduos plantados e o recrutamento de indivíduos pela regeneração natural. Para avaliar as espécies indicadoras da regeneração natural em cada técnica de restauração foi utilizado o índice IndVal. O cálculo da significância do índice de IndVal é feito por aleatorização de Monte Carlo (De Silva et al., 2022). Esse índice foi calculado usando o pacote “indicspecies” (De Cáceres & Legendre, 2009) do software R (R Core Team, 2023) e considerando $p < 0,10$.

4. RESULTADOS

4.1. Estrutura, diversidade e composição florística

Foram amostrados 795 indivíduos de 51 espécies no total, distribuídas em 25 famílias botânicas (Tabela 1). A família Myrtaceae foi a com maior riqueza, com 10 espécies. Em termos de abundância de indivíduos, a família mais representativa foi Solanaceae. Em nível de espécie, *Acnistus arborescens* (L.) Schlttdl. e *Cecropia pachystachya* Trécul foram as mais abundantes, com 80 indivíduos cada. Desses totais, 462 indivíduos de 35 espécies dispostas em 19 famílias são de origem do plantio de mudas realizado em 2012, enquanto 333 indivíduos de 27 espécies de 17 famílias são de origem da regeneração natural. Em relação à regeneração natural, 16 espécies alóctones (Tabela 1; consulte também Anexo C).

Na comunidade do tratamento LI (Tabela 1), foram amostrados 292 indivíduos de 43 espécies dispostas em 22 famílias. Novamente, a família Myrtaceae foi a com maior riqueza de espécies, com oito espécies. Solanaceae foi a família mais abundante, com 57 indivíduos. *Acnistus arborescens* (L.) Schlttdl. foi a espécie mais abundante, com 43 indivíduos. Desses totais, 155 indivíduos de 30 espécies dispostos em 17 famílias são de origem do plantio de mudas, enquanto 137 indivíduos de 21 espécies de 12 famílias são de origem da regeneração natural. Dentre os indivíduos plantados, Myrtaceae foi a família com maior riqueza, com oito espécies, e abundância, com 26 indivíduos. *Calophyllum brasiliense* Cambess. foi espécie a mais abundante com 20 indivíduos dentre as espécies plantadas. Já na regeneração, Piperaceae e Solanaceae foram as famílias com maior riqueza, sendo registradas três espécies cada. Em termos de abundância a família mais representativa foi Solanaceae, com 55 indivíduos. *Acnistus arborescens* (L.) Schlttdl. foi a mais abundante com 43 indivíduos. A espécie *Annona glabra* L. foi identificada como indicadora da regeneração natural no tratamento de LI.

Na comunidade do tratamento NU (Tabela 1), foram amostrados 410 indivíduos de 45 espécies distribuídas em 23 famílias. Myrtaceae foi a família com maior riqueza de espécies, com nove espécies e, com maior abundância, com 64 indivíduos. *Cecropia pachystachya* Trécul foi a espécie mais abundante, com 45 indivíduos. Desses totais, 307 indivíduos de 32 espécies e dispostos em 18 famílias são de origem do plantio de mudas, enquanto 103 indivíduos de 17 espécies de 12 famílias são de origem da regeneração natural. Em relação a comunidade do plantio, dentro do tratamento NU, Myrtaceae foi a família com maior riqueza, sendo oito espécies e, também, com maior abundância, com 63 indivíduos. *Calophyllum brasiliense* Cambess. e *Eugenia astringens* Cambess. foram as mais abundantes, com 39 indivíduos cada. Já na comunidade da regeneração, Solanaceae foi a família com maior riqueza, sendo três espécies. Em termos de abundância, a família mais representativa foi Urticaceae, com 49 indivíduos. *Cecropia pachystachya* Trécul foi a mais abundante, com 43 indivíduos. A espécie *Trema micrantha* (L.) Blume foi identificada como indicadora da regeneração natural no tratamento de NU.

Na comunidade do tratamento CO (Tabela 1), com plantas originadas apenas da regeneração natural, foram amostrados 93 indivíduos de 14 espécies dispostas em nove famílias. Piperaceae e Solanaceae foram as famílias com maior riqueza, com três espécies cada. Asteraceae foi a família mais representativa em relação a abundância de indivíduos, tendo sido registrada apenas a espécie *Vernonanthura polyanthes* (Sprengel) Vega & Dematteis, com 49 indivíduos. Essa mesma espécie foi identificada como indicadora do tratamento CO.

Em relação às síndromes de dispersão (Tabela 1), na comunidade de LI, 78,77% dos indivíduos são de espécies zoocóricas, 11,64% de espécies anemocóricas e 9,59% de espécies autocóricas. No plantio em LI, 72,26% dos indivíduos são de espécies zoocóricas, 16,13% de espécies anemocóricas e 11,61% de espécies autocóricas. Na regeneração natural, 86,13% dos indivíduos são de espécies zoocóricas, 6,57% de espécies anemocóricas e 7,3% de espécies autocóricas. No plantio em NU, 76,55% dos indivíduos são de espécies zoocóricas, 13,03% de espécies anemocóricas e 10,42% de espécies autocóricas. Na regeneração, 95,15% são de indivíduos de espécies zoocóricas, 1,94% de espécies anemocóricas e 2,91% de espécies autocóricas. Na comunidade de CO, 40,86% são de indivíduos de espécies zoocóricas, 52,69% de espécies anemocóricas e 6,45% de espécies autocóricas.

Em relação aos grupos ecológicos (Tabela 1), na comunidade da LI e NU, aproximadamente 80% dos indivíduos são de espécies pioneiras e 20% de espécies não pioneiras. Entretanto, quando se analisa separadamente em as espécies de plantio e de regeneração, o panorama muda em cada tratamento. Do total de pioneiras da LI, aproximadamente, 54% dos indivíduos são de espécies da regeneração e 46% do plantio. Do total de não pioneiras da LI, 82,46% dos indivíduos ainda são remanescentes do plantio e apenas 17,54% da regeneração. Em relação as pioneiras do NU, 69,23% dos indivíduos ainda são remanescentes do plantio e 30,77% da regeneração. Já para as espécies não pioneiras, 96,47% dos indivíduos são remanescentes do plantio e 3,53% da regeneração. Em relação a CO, todos os indivíduos são de espécies pioneiras.

Tabela 1: Tabela Geral das Espécies inventariadas em uma área em processo de restauração florestal, há 10 anos, implementada por diferentes técnicas de restauração (Continua). Legenda: SD (Síndrome de Dispersão; onde ZOO = Zoocoria, ANE = Anemocoria, AUT = Autocoria). GE (Grupo Ecológico; onde P = Pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais), NP = Não Pioneiras (secundárias tardias e clímax), SC = Sem Caracterização). LI (Linha), NU (Núcleo) e CO (Controle); Plant (Espécies de origem do plantio de mudas), Reg (Espécies de origem da regeneração natural).

Família	Espécies	SD	GE	LI		NU		CO
				Plant	Reg	Plant	Reg	Reg
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	ZOO	P	11	0	33	0	1
Annonaceae	<i>Annona glabra</i> L.	ZOO	NP	13	9	13	2	0
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	ZOO	NP	1	0	2	0	0
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	ZOO	P	5	0	10	0	0
Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	ANE	P	0	1	0	0	49
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	ANE	P	8	0	20	0	0
Bignoniaceae	<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	ANE	NP	6	0	3	0	0
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	ZOO	P	20	0	39	0	0
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	ZOO	P	0	4	0	9	0
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum umbu</i> Costa-Lima	ZOO	NP	1	0	1	0	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	ZOO	P	4	2	4	0	0
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	AUT	P	1	1	0	1	3
Fabaceae	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	AUT	P	17	7	32	0	3
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ZOO	P	0	0	3	0	0

Tabela 1. Continuação

Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	ANE	P	3	8	3	0	0
Lamiaceae	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	ZOO	P	0	0	1	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	ZOO	P	2	0	4	0	0
Malvaceae	<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell.) A. Robyns	ANE	P	8	0	14	0	0
Malvaceae	<i>Sida planicaulis</i> Cav.	AUT	P	0	1	0	0	0
Malvaceae	<i>Triumfetta</i> L. sp.	ZOO	SC	0	1	0	0	0
Melastomataeae	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	AUT	P	0	1	0	2	0
Melastomataeae	<i>Miconia formosa</i> Cogn.	ZOO	NP	0	0	0	1	0
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	ZOO	P	3	0	6	0	0
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	ZOO	NP	2	0	0	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia astringens</i> Cambess.	ZOO	NP	10	0	39	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	ZOO	NP	5	0	13	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia monosperma</i> Vell.	ZOO	NP	2	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	ZOO	NP	3	0	4	0	0
Myrtaceae	<i>Myrcia bicarinata</i> (O.Berg) D.Legrand	ZOO	NP	1	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	ZOO	NP	1	0	2	0	0
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	ZOO	NP	2	0	2	0	0
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	ZOO	P	0	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	ZOO	P	0	0	0	1	0

Tabela 1. Continuação

Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	ZOO	NP	0	0	1	0	0
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	ZOO	P	0	4	0	3	1
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	ZOO	P	0	1	0	1	2
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.	ZOO	P	0	1	0	0	2
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	ANE	P	0	0	0	2	0
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	ZOO	P	5	1	13	0	0
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	ZOO	P	1	1	1	0	0
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	ZOO	P	0	0	1	0	0
Primulaceae	<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	ZOO	P	2	0	1	0	0
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	ZOO	P	0	2	0	2	1
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	ZOO	P	1	0	0	0	0
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlttdl.	ZOO	P	0	43	0	18	19
Solanaceae	<i>Cestrum axillare</i> Vell.	ZOO	P	0	9	0	6	2
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	ZOO	P	0	3	0	4	2
Solanaceae	<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	ZOO	P	2	0	2	0	0
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	ZOO	P	0	9	0	6	1
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	ZOO	P	1	28	2	43	6
Verbenaceae	<i>Citharexylon myrianthum</i> Cham.	ZOO	P	14	0	35	1	1
Total	-	-	-	155	137	307	103	93

4.2. Estrutura e diversidade da comunidade

Os resultados para o teste de médias mostram que a abundância diferiu entre os três tratamentos, sendo o maior valor médio registrado na NU ($51,25 \pm 12,27$), enquanto o menor valor médio foi registrado na CO ($11,62 \pm 10,98$) (Tabela 2). Para as variáveis riqueza e área basal, LI e NU não diferiram, estatisticamente, entre si. CO apresentou valores médios significativamente inferiores para todas as variáveis em relação a LI e NU (Tabela 2).

Tabela 2: Médias e desvio padrão (entre parênteses) das variáveis abundância, riqueza e área basal da comunidade vegetal (plantadas e regeneração) em processo de restauração florestal há 10 anos, implementada por diferentes técnicas de plantio. LI = técnica de plantio de mudas em Linhas; NU = técnica de plantio de mudas em núcleos; CO = técnica de restauração passiva, sem plantio de mudas. Médias seguidas da mesma letra na mesma linha e para a mesma variável não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Indicadores Ecológicos	LI	NU	CO	p-valor
Abundância (n/225 m ²)	36,5 (7,63) a	51,25 (12,27) b	11,62 (10,98) c	0,000003
Riqueza (s/225 m ²)	17,12 (4,12) a	19,62 (3,11) a	3,12 (2,9) b	0,00001
Área Basal (m ² /ha)	37,68 (11,82) a	45,59 (7,37) a	2,16 (2,17) b	0,000001

4.3. Estrutura e diversidade da comunidade plantada e da regeneração natural

O valor médio para os tratamentos em que se implementou técnicas de restauração ativa (LI e NU) foram maiores que o controle (CO) para todas as variáveis (Tabela 3).

Tabela 3: Médias e desvio padrão (em parênteses) das variáveis mensuradas entre as diferentes estratégias de restauração. (Contraste do tratamento adicional com o fatorial). Onde: Tratamentos referentes as estratégias que utilizam plantio de mudas (Linha e Núcleo), sendo esses os fatoriais da ANOVA que foram analisados verso ao tratamento adicional (Controle). Médias seguidas da mesma letra na mesma coluna e para a mesma variável não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

	Abundância (n/225m ²)	Riqueza (s/225m ²)	Área Basal (m ² /ha)
Tratamentos de plantio	20,9 (12,57) a	9,47 (4,89) a	20,82 (0,43) a
Controle	11,6 (10,98) b	3,12 (2,9) b	2,16 (2,17) b

Ao se comparar os tratamentos dentro de cada origem, observamos que o NU, com maior densidade de plantio, confirma a tendência de maiores valores médios de abundância e área basal para os indivíduos plantados em comparação com o LI (Tabela 4). A tendência se inverte para a abundância na regeneração, já que o tratamento LI apresenta maior média do que o NU. Para a área basal da regeneração, os valores foram semelhantes em ambos os tratamentos.

Tabela 4: Médias e desvio padrão (em parênteses) das variáveis abundância, área basal e riqueza dentro de cada nível de origem (plantio e regeneração) dos indivíduos em cada tratamento (fatoriais), comparando as diferentes técnicas que utilizam plantio de mudas. Onde: Origem plantio referente aos indivíduos remanescentes do plantio de mudas e origem regeneração aos indivíduos recrutados ao longo do tempo. Para cada variável, médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna e da mesma letra minúscula na linha não diferem pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Abundância (n/225m ²)		
Tratamentos	Plantio	Regeneração
Linha	19,4 (4,24) Aa	17,1 (7,62) Aa
Núcleo	38,4 (8,21) Ba	8,7 (4,37) Bb
Área Basal (m ² /ha)		
Tratamentos	Plantio	Regeneração
Linha	33,41 (11,5) Aa	4,27 (1,98) Ab
Núcleo	42,6 (7,38) Ba	2,99 (3,05) Ab

Ao analisar as origens dentro de cada tratamento, verifica-se que no NU, os valores médios de abundância e área basal foram maiores para os indivíduos plantados em comparação com a regeneração. Entretanto, em LI, não há diferença na abundância entre plantio e regeneração, indicando que o número de indivíduos da regeneração se aproxima dos remanescentes do plantio. Já para a área basal no LI, as médias no plantio foram maiores que as da regeneração (Tabela 4). Em relação à riqueza, o tratamento e a origem não influenciaram, significativamente, nesta variável. De uma maneira descritiva, uma melhor compreensão dos resultados para a riqueza pode ser visualizada nas curvas de rarefação (Figuras 8 e 9).

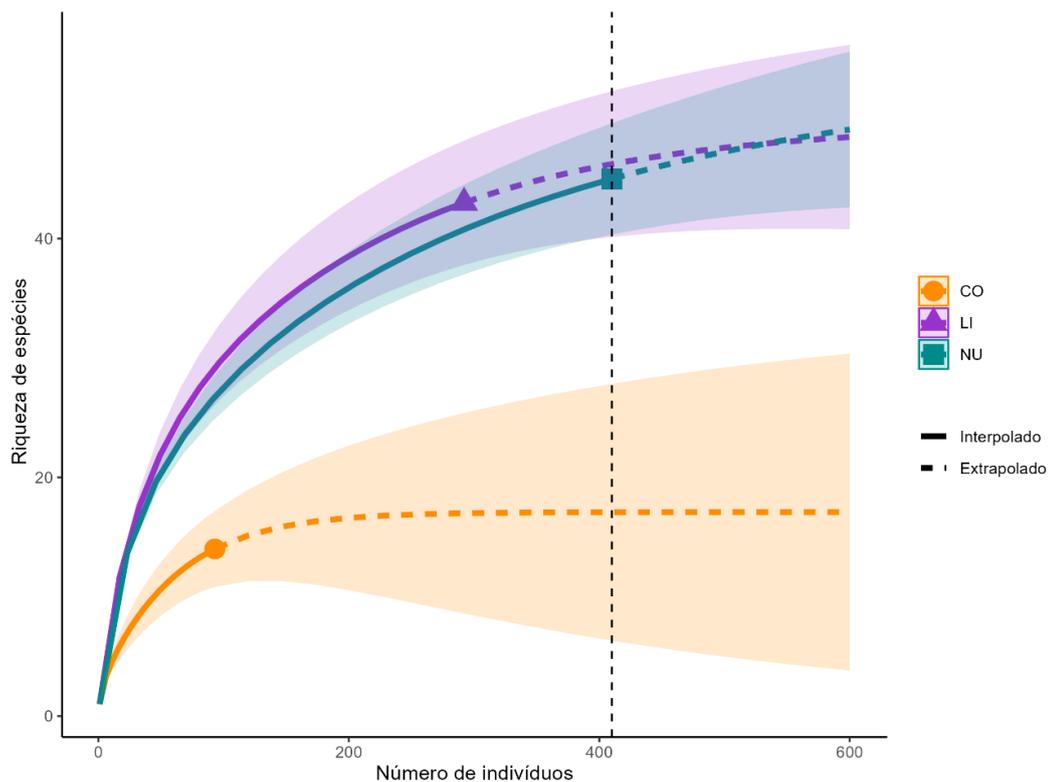


Figura 8: Curvas de rarefação baseadas na abundância de indivíduos para comunidade (plantio + regeneração) nos tratamentos Linha (LI), Núcleo (NU) e Controle (CO) em uma área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.

Em nível de comunidade (Figura 8), as curvas de rarefação indicaram ausência de diferenças significativas entre os tratamentos LI e NU, ao passo que esses dois tratamentos diferem do CO. Ao analisarmos apenas as espécies de origem na regeneração natural (Figura 9), observa-se uma tendência de que LI apresenta maior riqueza de espécies com o aumento do esforço amostral. O tratamento NU obteve valores intermediários, enquanto o CO apresentou uma baixa riqueza de espécies em relação aos outros tratamentos.

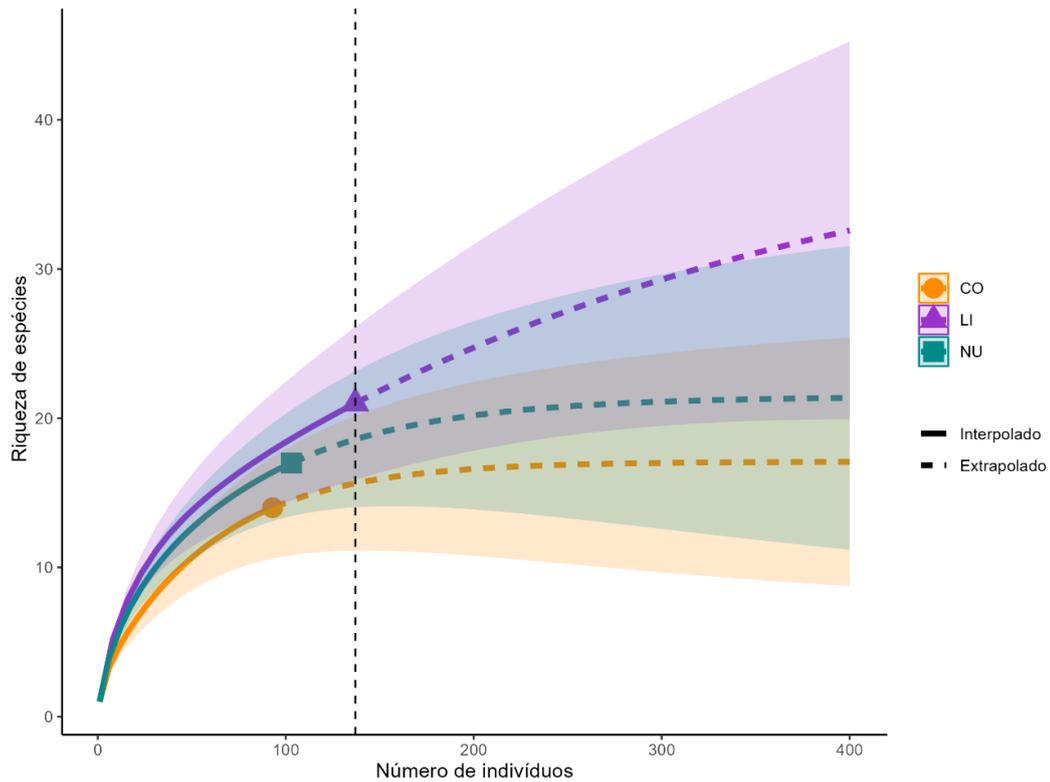


Figura 9: Curvas de rarefação baseadas na abundância de indivíduos para regeneração natural nos tratamentos Linha (LI), Núcleo (NU) e Controle (CO) em uma área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.

4.4. Trajetória sucessional das áreas com plantio de mudas

A Análise de Coordenadas Principais (PCoA) revelou a formação de dois grupos distintos de composição de espécies (Figura 10), com T0 disposto à esquerda e T10 à direita do biplot (Figura 10). O agrupamento da composição de espécies de LI e NU indica uma similaridade entre as duas técnicas em T0, embora algumas parcelas, principalmente do LI, tenham se dispersado. Esse resultado confirma a semelhança previamente conhecida na composição de espécies plantadas entre LI e NU (Tabela 7). Em T10, observa-se um distanciamento da composição em relação a T0.

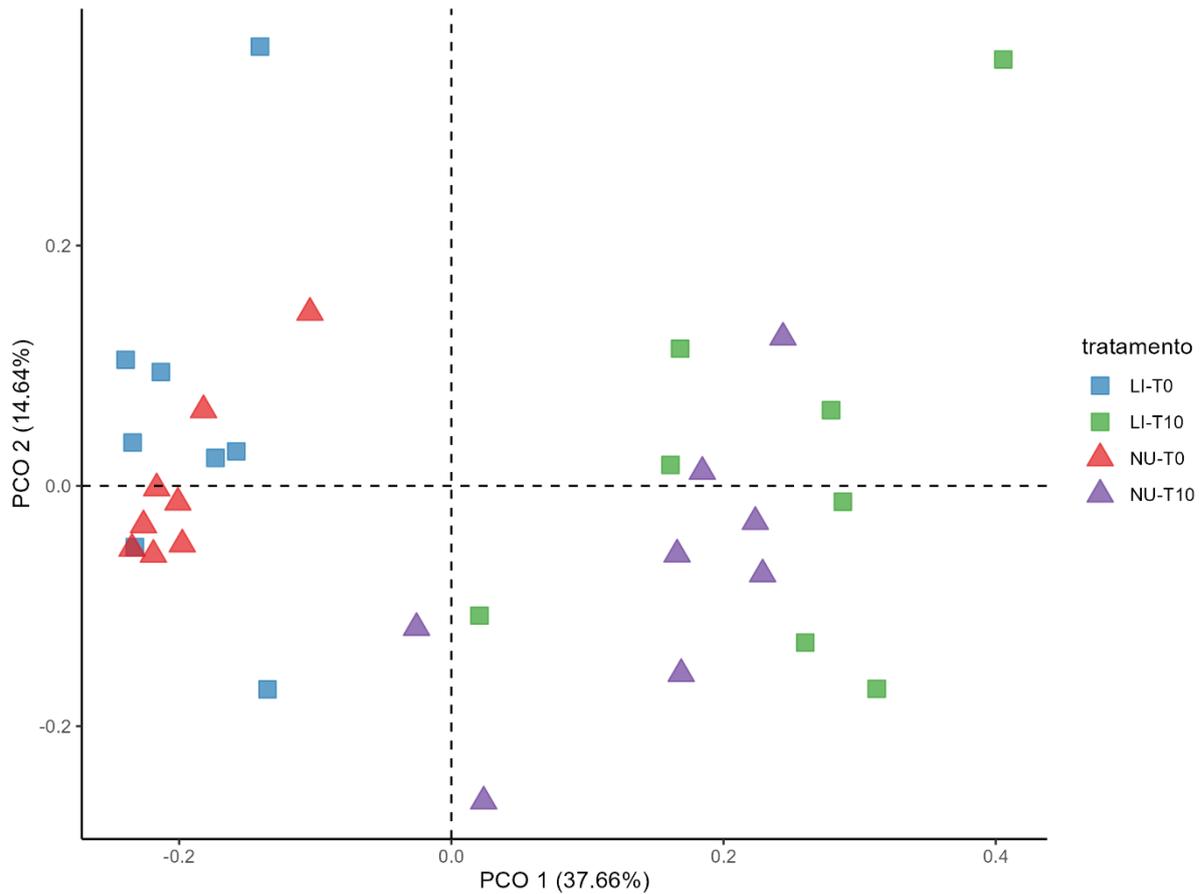


Figura 10: Biplot da PCoA ordenando a composição de espécies dos tratamentos com plantio de mudas, Linha (LI) e Núcleo (NU), numa trajetória sucessional entre o tempo 0 (T0) e tempo 10 (T10) em área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.

Durante a trajetória sucessional, taxa de mortalidade elevada em ambas as técnicas ativas de restauração, sendo que em NU a mortalidade de indivíduos plantados foi, ligeiramente, superior à de LI (Tabela 5). No total, 951 mudas foram plantadas em NU em uma área de 225 m² (5,1 mudas.ha⁻¹) e, ao longo de 10 anos, 644 indivíduos saíram do sistema, representando uma taxa de mortalidade de 68%. Em LI, foram plantadas 426 mudas em 225 m² (2,17 mudas.ha⁻¹), e ao final de 10 anos, 270 indivíduos deixaram o sistema, equivalendo a uma taxa de mortalidade de 63%.

Ao longo da trajetória sucessional, LI recrutou 137 indivíduos de 21 espécies, enquanto NU recrutou 103 indivíduos de 17 espécies (Tabela 1). Em relação às espécies alóctones, foram registradas 16 espécies (Tabela 1; consulte também anexo C). Dos 137 indivíduos recrutados de LI, 80 são alóctones, enquanto dos 103 de NU, 55 são alóctones. Ambas as técnicas, LI e NU, incorporaram 13 novas espécies cada, enquanto o CO apresentou nove. Entre essas 16 novas espécies, 12 são dispersas por zoocoria, duas por autocoria e duas por anemocoria. Além disso, 14 dessas espécies são consideradas pioneiras, uma é não pioneira e uma não foi classificada quanto à sucessão ecológica.

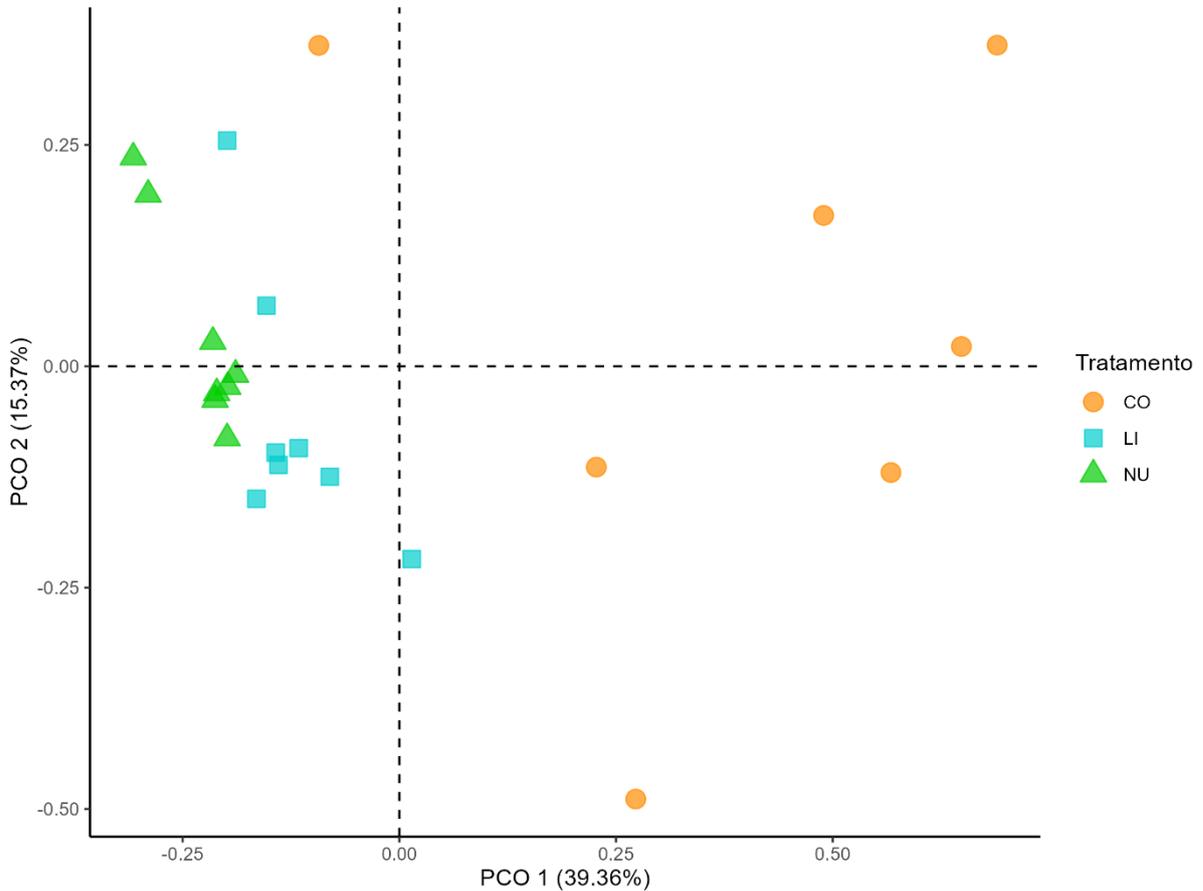
Tabela 5: Tabela das espécies plantadas, em 2012, nos tratamentos com técnicas com plantio em linha (LI) e plantio em núcleos (NU), apresentando o número de indivíduo (N), de cada espécie plantados, em 2012 e os remanescentes em 2022 e a taxa de mortalidade (Tx) de cada espécie após 10 anos de implantação da área (ano de 2022); NA é referente a espécie que não foi plantada no referido tratamento (Continua).

Espécies	N (2012)		N (2022)		Tx.	
	LI	NU	LI	NU	LI	NU
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	17	29	0	1	100,00	96,55
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	12	41	4	4	66,67	90,24
<i>Annona glabra</i> L.	15	17	13	13	13,33	23,53
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	1	NA	0	NA	100,00	NA
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	3	4	2	0	33,33	100,00
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	9	25	0	0	100,00	100,00
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	27	62	20	39	25,93	37,10
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	1	1	0	0	100,00	100,00
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	6	1	2	0,00	66,67
<i>Citharexylon myrianthum</i> Cham.	15	40	14	35	6,67	12,50
<i>Croton urucurana</i> Baill.	1	NA	1	NA	0,00	NA
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	2	NA	1	NA	50,00	NA
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell.) A.Robyns	25	59	8	14	68,00	76,27
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	21	45	17	32	19,05	28,89
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	1	NA	0	NA	100,00	NA
<i>Erythroxylum umbu</i> Costa-Lima	2	6	1	1	50,00	83,33
<i>Eugenia astringens</i> Cambess.	21	87	10	39	52,38	55,17
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	7	20	5	13	28,57	35,00
<i>Eugenia monosperma</i> Vell.	4	2	2	1	50,00	50,00
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	5	19	3	4	40,00	78,95
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	19	51	1	2	94,74	96,08

Tabela 5. Continuação

<i>Ficus insipida</i> Willd.	3	8	3	6	0,00	25,00
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	3	0	1	100,00	66,67
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	NA	6	NA	3	NA	50,00
<i>Inga marginata</i> Willd.	2	7	0	0	100,00	100,00
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	17	31	8	20	52,94	35,48
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	2	3	0	0	100,00	100,00
<i>Myrcia bicarinata</i> (O.Berg) D.Legrand	6	18	1	1	83,33	94,44
<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	8	16	1	2	87,50	87,50
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	13	26	2	2	84,62	92,31
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	23	53	5	13	78,26	75,47
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	3	3	1	1	66,67	66,67
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	2	0	1	100,00	50,00
<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	6	6	2	1	66,67	83,33
<i>Nectandra</i> Rol. ex Rottb. sp.	NA	2	NA	0	NA	100,00
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	17	33	2	4	88,24	87,88
<i>Pouteria</i> Aubl. sp.	13	26	0	0	100,00	100,00
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2	7	0	1	100,00	85,71
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	24	59	11	33	54,17	44,07
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	4	5	3	3	25,00	40,00
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	15	14	2	2	86,67	85,71
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	15	36	5	10	66,67	72,22
<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	22	20	6	3	72,73	85,00
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	9	23	0	0	100,00	100,00
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	10	30	0	0	100,00	100,00
Total	425	951	155	307	63,53	67,72

4.5. Composição de espécies



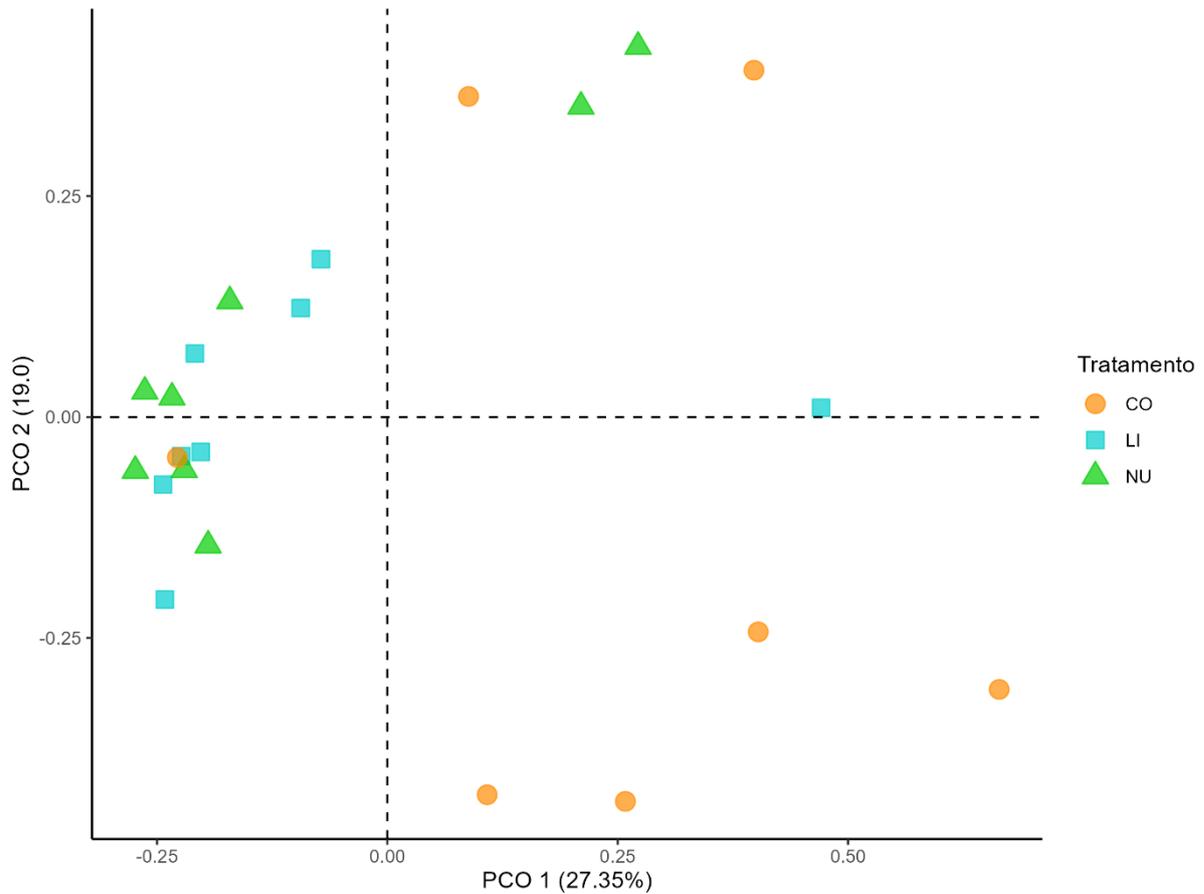


Figura 12: Biplot da PCoA ordenando a composição de espécies da regeneração dos tratamentos Linha (LI), Núcleo (NU) e Controle (CO) em uma área em processo de restauração ecológica, Caraguatatuba-SP.

5. DISCUSSÃO

As técnicas de restauração desempenham uma função importante ao acelerar a dinâmica dos processos de sucessão ecológica em áreas em alteradas e abandonadas (Rodrigues et al., 2009; Holl et al., 2011; Manhães et al., 2022; Rother et al., 2023). Os resultados demonstraram que as técnicas empregadas na presente área têm cumprido sua finalidade de catalisar a regeneração natural, ainda em estágios iniciais de sucessão, após 10 anos do plantio. Além disso, os resultados destacam as diferenças entre as estratégias ativas e passivas em relação à estrutura, diversidade e composição de espécies. Este padrão de resultados corrobora os estudos que indicaram melhorias associadas às estratégias ativas para acelerar a recuperação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos de áreas degradadas (Rodrigues et al., 2009; Zahawi et al., 2013; Meli et al., 2017; Holl et al., 2020; Jakovac et al., 2024), que são recorrentes na Mata Atlântica (Meli et al., 2017; Guerra et al., 2020). Entretanto, observa-se resultado interessante quando se analisa as técnicas de plantio de mudas em Linha e Núcleo, já que os dados revelaram pouca diferença entre essas duas abordagens.

A recuperação das métricas de estrutura e diversidade exibiram trajetórias similares entre as técnicas de plantio, assim como ocorreu em outras áreas em processo de restauração, também em estágios iniciais de sucessão em florestas tropicais (Souza & Batista, 2004; Holl et al., 2017; Holl et al., 2020; Beltran et al., 2022). Diferentemente de outros estudos, os quais

indicaram maiores similaridades de diversidade entre as técnicas de nucleação e restauração passiva (Trentin et al., 2018; Bechara et al., 2021). Essa convergência entre LI e NU, observada em nossos resultados, sugere influência do efeito da densidade e composição inicial do plantio de mudas no processo de regeneração natural (Sansevero et al., 2011; Jakovac et al., 2021; Manhães et al., 2022). Além disso, provavelmente há efeito das condições ambientais locais e da paisagem (Holl et al., 2017; Suganuma et al., 2018) que acabam influenciando nos indicadores ecológicos de cada técnica. Isso ressalta a complexidade das interações que ocorrem durante processos de sucessão ecológica no contexto da restauração, sugerindo que, em determinadas condições ambientais e de paisagem, diferentes técnicas de restauração podem apresentar convergência durante os estágios iniciais. No entanto, em estágios mais avançados de sucessão, espera-se que os efeitos ainda marcantes da composição inicial do plantio de mudas diminuam e as relações entre heterogeneidade e diversidade sejam mais pronunciadas (Holl et al., 2013). Apesar das semelhanças observadas, nossos resultados sugerem que o plantio em linha pode estar apresentando uma eficácia em catalisar a regeneração natural.

A abundância da regeneração foi o parâmetro que melhor representou as diferenças entre as técnicas de restauração, sendo esta maior para plantio em linhas. Outros estudos têm demonstrado ser o indicador que se recupera mais rapidamente em florestas tropicais (Meli et al., 2017; Jakovac et al., 2024). O recrutamento de espécies é um componente importante dos processos que ocorrem na sucessão ecológica, mas pode seguir caminhos aleatórios dependendo das condições do local. O considerável espaçamento entre os núcleos neste arranjo de plantio (5 metros entre núcleos) pode ter favorecido a presença maior de gramíneas exóticas invasoras e, conseqüentemente, uma competição com os indivíduos da regeneração natural (Jakovac et al., 2021). Além disso, a alta densidade de plantio nos núcleos (13 indivíduos espaçados 0,3 m entre eles) pode ter gerado uma maior competição por recursos entre os indivíduos que foram originalmente plantados, sugerindo maior competição inter e intraespecífica nos núcleos. Esses fatores dentro e entre os núcleos elevam os efeitos da exclusão competitiva por recursos (e.g. Souza & Batista, 2004; Manhães et al., 2022), o que pode explicar um menor favorecimento, em relação a LI, para o recrutamento de novos indivíduos pela regeneração natural.

Diferente deste trabalho, Soares et al. (2016) não encontraram esse efeito do arranjo e espaçamento do plantio na recuperação de matas ciliares no estado de São Paulo. A presença das gramíneas exóticas invasoras tem sido apresentada como o grande desafio enfrentado nos primeiros anos de estabelecimento das áreas em processo de restauração florestal (Souza & Batista, 2004; Brancalion et al., 2016; Trentin et al., 2018; Jakovac et al., 2021). Embora tenha havido roçagem para o controle de plantas daninhas na área de restauração passiva, o que teoricamente poderia beneficiar a regeneração natural, os resultados ainda demonstraram valores inferiores em comparação com as técnicas de plantio de mudas. Isso reforça a importância das estratégias ativas de restauração em acelerar a recomposição vegetal, principalmente em áreas onde a regeneração natural é incipiente e está distante de fontes de propágulo (Rodrigues et al., 2009; Oliveira et al., 2019; Holl et al., 2020) e, também, diminuir a cobertura do solo por gramíneas exóticas invasoras (Brancalion et al., 2016). Outra possibilidade é que a roçada pode ter prejudicado a regeneração, já que quando ela é muito intensiva, alguns indivíduos regenerantes podem ser suprimidos, principalmente aqueles de menor porte (Resende et al., 2017). Apesar dessas diferenças no recrutamento de indivíduos, isso não se refletiu na composição de espécies da regeneração natural as técnicas com plantio.

A composição de espécies entre os tratamentos com plantio de mudas, LI e NU, mostrou-se similar entre os indivíduos regenerantes, contrastando com a restauração passiva. Espera-se que a sucessão secundária em florestas tropicais, ao longo do tempo, promova o

aumento da estratificação, riqueza e interações (Oliveira et al., 2021), e conseqüentemente mudanças na composição de espécies. No entanto, a trajetória de recuperação do ecossistema pode ser imprevisível (Norden et al., 2015; Jakovac et al., 2021). A semelhança na composição de espécies entre as áreas LI e NU reforça o efeito da composição inicial do plantio, como discutido anteriormente, sugerindo que ambas estão em estágios iniciais, de uma trajetória sucessional que está em andamento. Estudos anteriores também indicaram que as comunidades sucessionais iniciais geralmente são compostas por espécies ecologicamente semelhantes (Li et al., 2018; Bechara et al., 2021; Beltrán et al., 2022).

Além disso, o fato de as parcelas de restauração terem a mesma idade, e serem adjacentes entre si, sugere estar influenciando a trajetória da sucessão ecológica, principalmente em LI e NU. Alguns estudos indicaram que as trajetórias sucessionais são afetadas não apenas pela estratégia de restauração e condições local (Holl et al., 2017; Suganuma et al., 2018), mas também pela idade do plantio e a proximidade das parcelas como fonte de propágulos (Holl et al., 2017; Beltrán et al., 2022). Sendo assim, a recuperação da composição de espécies, semelhante as florestas tropicais remanescentes, é um processo muito mais longo, podendo levar algo entorno de 50 anos (Guariguata & Osterga, 2001; Suganuma & Durigan, 2015). Isso reforça o quanto a composição de espécies pode ser um indicador imprevisível (Suganuma & Durigan, 2015), e denota a importância de se monitorar os estágios iniciais da restauração, assim colaborando para um manejo adaptativo (Gatica-Saavedra et al., 2017). Sendo assim, seria precoce tirar conclusões definitivas avaliando um ecossistema com apenas 10 anos em processo de restauração, sugerindo-se neste caso, a continuidade dos estudos nesta área.

Apesar das semelhanças na composição de espécies, identificamos espécies indicadoras específicas para cada técnica de restauração. As espécies são verdadeiros indicadores simétricos e podem ser usadas para prever grupos e características de uma área (Silva et al., 2022). As espécies *Vernonanthura polyanthes*, *Annona glabra* e *Trema micrantha* possuem características ecológicas distintas, que demonstram suas adaptações particulares aos ambientes. A espécie *V. polyanthes*, indicadora do tratamento controle, é uma espécie arbustiva e pioneira, frequentemente associada a estágios iniciais de sucessão ecológica e com dispersão anemocórica (Castro et al., 2023). A maior presença da *V. polyanthes* no CO confirma as características dessa área observadas em campo: uma área aberta e com grande presença de espécies herbáceas e arbustivas. A presença dessa espécie na área indica que ela poderia ser uma importante componente em projetos futuros, mimetizando no plantio o que foi observado naturalmente na área. Por observação da equipe de campo do projeto, a *V. polyanthes* é uma espécie com copa relativamente rala, mas que pode suprimir o crescimento de gramíneas quando forma manchas mais adensadas. Além disso, a floração da espécie atrai grande quantidade de polinizadores e as espécies do gênero são consideradas melíferas (Méndez et al., 2022).

Por outro lado, a espécie *Annona glabra*, indicadora do tratamento LI, apresenta dispersão zoocórica (Barbosa et al. 2015) e demonstra uma preferência por ambientes mais úmidos, sendo encontrada em brejos e margens de rios, algo que ocorre em alguns trechos da área de estudo, que possui pontos de alagamento mais persistentes (Sánchez-García et al. 2023). Sua utilização como planta não pioneira sugere uma tendência ao estabelecimento em estágios mais avançados de sucessão (Sánchez-García et al. 2023). Além disso, o fato de a *Annona glabra* ter sido plantada, sugere que possa estar ocorrendo um auto recrutamento, reforçando os efeitos já discutidos do legado da composição inicial do plantio de mudas. A espécie *T. micrantha*, indicadora do tratamento NU, é classificada como pioneira e frequentemente encontrada em áreas degradadas (García-Orth & Martínez-Ramos, 2011). A técnica de nucleação favoreceu a *T. micrantha*, provavelmente, pela existência de espaços entre os núcleos

criando melhores condições do que as do plantio em linha para entrada de luz para essa espécie, que é uma pioneira heliófita (García-Orth & Martínez-Ramos, 2011). Essas diferentes características ecológicas das três espécies denotam a importância de se analisar as características ecológicas específicas de cada espécie que será selecionada para aplicação de técnicas de restauração que utilizam o plantio de mudas.

5.1. Implicações práticas para restauração

A eficiência dos projetos de restauração, perpassa pela escolha das técnicas, e influenciando diretamente os custos associados e as métricas ecológicas desejadas (Brancalion et al., 2016; Brancalion et al., 2017). A busca por estratégias eficientes e economicamente viáveis é vital para garantir o sucesso a longo prazo dos projetos de restauração (Brancalion et al., 2019). Apesar dos custos mais baixos da restauração passiva (Zahawi et al., 2014; Chazdon & Guariguata, 2016; Brancalion et al., 2019; Bechara et al., 2021), em relação aos índices de estrutura e riqueza, neste estudo, revelou resultados inferiores. Além disso, nesse sistema de estudo, as fontes de propágulos estão distantes, e está localizada numa planície costeira que tem uma dinâmica, geralmente, mais lenta. Esses fatos destacam a importância de considerar não apenas os custos imediatos, mas também as características da paisagem local, seu grau de resiliência e os resultados ecológicos desejados, principalmente, no longo prazo. Dependendo do grau de resiliência da área perturbada, dos objetivos e da duração do projeto de restauração, a opção pela restauração passiva pode não ser a mais estratégica (Holl & Aide 2011), como tem ocorrido nesta área, onde a restauração passiva não tem demonstrado ser uma boa opção nesses 10 anos. Entretanto, vale destacar, que em áreas com grande potencial de regeneração natural, essa técnica pode ser uma ótima escolha (Chazdon & Guariguata, 2016). Em contrapartida, os resultados obtidos para as estratégias ativas, plantio em linha e núcleo, demonstraram-se mais promissores. Essas abordagens ativas, embora tenham custos mais elevados em relação a restauração passiva (Brancalion et al., 2019; Bechara et al., 2021), apresentaram maiores índices de estrutura e diversidade. Todavia, a aplicação dessas técnicas difere em termos de densidade de plantio, principalmente em relação ao presente estudo, o que não apenas tem implicações nos custos do projeto, mas também na recomposição vegetal da área.

Os critérios para o arranjo, espaçamento e densidade do plantio de mudas, é uma etapa fundamental na restauração ecológica e demanda uma avaliação em suas implicações ecológicas e financeiras (Piña-Rodrigues et al., 1997; Leles et al., 2015). A técnica de nucleação aplicada, geralmente, está associada a uma densidade de plantio menor, em relação ao plantio em linhas tradicional e com custos intermediários (Benayas et al., 2008; Zahawi et al., 2013; Holl et al., 2020; Bechara et al., 2021; Piaia et al., 2023). No entanto, no presente estudo foi empregado um arranjo com alta densidade de plantio de mudas dentro dos núcleos, o que aumenta o desafio logístico e pode elevar os custos de implementação e manutenção (Leles et al., 2015; Brancalion et al., 2019; Bechara et al., 2021). Este cenário assume uma grande importância, especialmente em projetos de grande escala, onde a eficiência financeira pode ser determinante para o sucesso a longo prazo. Além do aumento dos custos, a densidade elevada de plantio pode afetar negativamente o crescimento das mudas e a regeneração natural (Nascimento et al., 2012; Brancalion et al., 2016). A competição acentuada por recursos como luz, água e nutrientes entre as plantas e gramíneas exóticas invasoras pode afetar o crescimento das mudas (Jakovac et al., 2021) e pode elevar as taxas de mortalidade (Souza & Batista, 2004; Manhães et al., 2022). Sendo assim, na aplicação das técnicas ativas de restauração, torna-se essencial encontrar um equilíbrio nos custos de implantação e manutenção (Leles et al., 2015),

visando a otimização dos resultados ecológicos para alcançar os objetivos propostos nos projetos a curto, médio e longo prazo. Diante disso, dado sua eficiência na catalisação da regeneração natural e menores impactos nos custos de implantação, a técnica de plantio de mudas em linha, se mostrou a mais eficaz no contexto local deste estudo.

Perante a presente indagação, é perceptível que o real cenário da restauração, tendo em vista a formação de florestas secundárias tropicais, só será visualizado após décadas ou até mesmo séculos. Entender que os resultados em um projeto de restauração ecológica são esperados de acordo com a fase do processo de restauração, pode apoiar a escolha de indicadores mais orientada para os cronogramas dos projetos (Oliveira et al., 2021). Logo, as abordagens de restauração, como a restauração ativa e passiva, aqui expostas, devem ser vistas como estratégias complementares e sinérgicas (Romanelli et al., 2022). Adicionalmente, deve-se entender melhor os fatores econômicos, sociais e ecológicos que promovem os processos da restauração florestal e, portanto, possibilitam o aumento da cobertura vegetal com o mínimo de investimento econômico (Joly et al., 2014; Perring et al., 2015; Brancalion et al., 2016; Marsall et al. 2022).

Ademais, se quisermos proteger e restaurar a Mata Atlântica, devemos ir além da compreensão dos padrões de biodiversidade e processos ecológicos e avançar para a compreensão de como as mudanças nos ecossistemas também afetam os serviços ecossistêmicos (Joly et al., 2014; Shimamoto et al., 2018), além dos efeitos das mudanças climáticas (Pettorelli, 2012; Gann et al., 2019). Paralelamente, deve ser incentivado a restauração de novas áreas, não somente das “áreas florestais” na Mata Atlântica, mas também de ecossistemas “não-florestais” (e.g. restinga, campo rupestre e campos de altitude) e, assim, visando a recuperação desses ecossistemas, no longo prazo, e seus equilíbrios nos processos ecológicos, semelhantes ou próximos aos ambientes primários, a ponto de auxiliarem na manutenção e equilíbrio climático e fornecimento de serviços ecossistêmicos a sociedade.

Por sua vez, é evidente o avanço nas pesquisas relacionadas à ecologia da restauração e suas diversas estratégias no Brasil nos últimos anos (Guerra et al. 2020; Sansevero et al., 2017). Contudo, é primordial aproximar e aprofundar o diálogo com a outra ponta dessa cadeia da restauração: a sociedade. Esta não só pode colaborar para o processo, mas também é a beneficiária final dos serviços ecossistêmicos gerados pelas áreas restauradas. Com isso, para avançar na mitigação das mudanças climáticas, torna-se cada vez mais crucial fortalecer a interação entre a comunidade científica e a sociedade, um elo que muitas vezes permanece distante.

6. CONCLUSÕES

A aplicação das técnicas de restauração ecológica teve diferentes efeitos sobre a dinâmica de regeneração natural da área. Ficou evidente que as técnicas de restauração ativa com plantio de mudas, tanto em arranjo em linhas quanto em núcleos, revelaram-se mais eficazes na recuperação dos indicadores ecológicos em comparação com a restauração passiva. Apesar das diferenças marcantes da densidade entre as técnicas com plantio na implantação do projeto, os resultados demonstraram ausência de diferença na área basal, riqueza e composição de espécies. Entretanto, os efeitos positivos da técnica de plantio em linhas foram perceptíveis na catalisação da regeneração natural, uma vez que o plantio em linhas exibiu maiores valores de abundância de regenerantes em comparação ao plantio em núcleo e restauração passiva. Portanto, considerando a importância da regeneração natural para a avaliação dos projetos de

restauração, a técnica com plantio em linhas se mostrou a mais adequada ao contexto local. Todavia, é importante destacar que nossos resultados devem ser interpretados apenas na escala de tempo e particularidades do local do estudo, sendo fundamental seguir o monitoramento para acompanhar a evolução e apoiar possíveis intervenções e manejo na área.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGROCLIMA-SP. Disponível em: <<http://agroclimaspp.ciiagro.org.br/index.php/main/set265>>. Acesso em: 07 dez. 2023.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALMEIDA, Crislaine de. **What is planted in the restoration of the Atlantic Forest: floristic and functional analysis**. 2022. 257 p. Tese (Doutorado). College of Agriculture “Luiz de Queiroz”, University of São Paulo, Piracicaba, SP, 2022.
- ASSIS, M. A. et al. Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: Vegetação e heterogeneidade ambiental. **Biota Neotropica**, 11(2), p. 103–121, 2011.
- BALAGUER, L. P. et al. To what extent are ecosystem services provided by geodiversity affected by anthropogenic impacts? A quantitative study in Caraguatatuba, Southeast coast of Brazil. **Land Use Policy**, v. 131, 2022.
- BARBOSA, L. M. et al. Lista de espécies indicadas para Restauração Ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. [S.l.: s.n.], 2015.
- BELTRÁN, L. C.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; HOWE, H. F. Return of forest structure and diversity in tropical restoration plantings. **Ecosphere**, v. 13, n. 5, p. 1–17, 2022.
- BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021–2034, 2016.
- BECHARA, F. C. et al. Performance and cost of applied nucleation versus high-diversity plantations for tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 491, 2021.
- BENAYAS, J. M. R.; BULLOCK, J. M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, p. 329–336, 2008.
- BERTONCELLO, Ricardo. **Restauração ecológica e processos estruturadores de comunidades vegetais**. 2016. 89 p. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2016.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, 2016.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Using markets to leverage investment in forest and landscape restoration in the tropics. **Forest Policy and Economics**, v. 85, p. 103–113, 2017.
- BRANCALION, P. H. S. et al. What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, 2019.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, p. 1–12, 2019.
- BRUDVIG, L. A. et al. Interpreting variation to advance predictive restoration science. **Journal of Applied Ecology**, 54(4), p. 1018–1027, 2017.

- CASTRO, M.S. et al. *Vernonanthura* in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB602891>>. Acesso em: 10 nov. 2023.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, 84 (1), p. 45–67, 2014.
- CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, p. 844–855, 2016.
- CHAZDON, R. L. et al. A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration Copy. **Conservation Letters**, 10(1), p. 125–132, 2017.
- CHAZDON, R. L. et al. The intervention continuum in restoration ecology: rethinking the active–passive dichotomy. **Restoration Ecology**, p. 1–13, 2021.
- CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37–46, 2012.
- CROUZEILLES, R. et al. A global meta-Analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, v. 7, n. May, p. 1–8, 2016.
- DA SILVA, F.R. et al. Análises ecológicas no R. Nupeea: Recife, PE, Canal 6: São Paulo. 640 p. 2022.
- DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. **Ecology**, 90(12), p. 3566–3574, 2009.
- FERREIRA, Fabiana S. **Análise da influência das propriedades físicas do solo na deflagração dos escorregamentos translacionais rasos na serra do mar (SP)**. 2013. 112 p. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2013.
- FERREIRA, E.B.; CAVALCANTI, P.P.; NOGUEIRA, D.A. ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Portugues). R package version 1.2.2, 2021. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>>
- FLORA E FUNGA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 10 Nov 2023.
- GANN, G. D. et al. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, v. 27 (S1), p. S1–S46, 2019.
- GARCÍA-ORTH, X.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Isolated Trees and Grass Removal Improve Performance of Transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) Saplings in Tropical Pastures. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 24–34, 2011.
- GARDON F.R.; SANTOS R.F. DOS; RODRIGUES R.R. Brazil's forest restoration, biomass, and carbon stocks: A critical review of the knowledge gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 462, 2020.
- GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, 25(6), p. 850–857, 2017.

- 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.
- GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **PNAS**, 107(38), p. 16732–16737, 2010.
- GILBY, B. L. et al. Identifying restoration hotspots that deliver multiple ecological benefits. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 222–232, 2020.
- GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, 2020.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.
- HOLL, K. D. et al. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, v. 173, n. 2, p. 569–578, 2013.
- HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1091–1099, 2017.
- HOLL, K. D. et al. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 2316 – 2328, 2020.
- HOWE, H.; MARTINEZ-GARZA, C. Restoration as experiment. **Botanical Sciences**. v. 92, n. 4, p. 459-468, 2014.
- JAKOVAC, C. C. et al. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications. **Biological Reviews**, 96, p. 1114–1134, 2021.
- JAKOVAC, C. C. et al. Meta-analysis of carbon stocks and biodiversity outcomes across Brazilian restored biomes. **Science of the Total Environment**, v. 906, 2024.
- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014.
- KAMIMURA, V. D. A. et al. Floristic, Structure and Ecological Groups of a Tree Community in the Atlantic Rainforest at Serra Do Mar, Sp, Brazil. **Nativa**, v. 6, p. 706-713, 2018.
- LAUGHLIN, D. C. et al. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? **Journal of Applied Ecology**, v. 54 (4), p. 1058-1069, 2017.
- LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N.; ALONSO, J. M. Influências do espaçamento de plantio na restauração florestal. In: LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N. (Eds.). Restauração florestal e a bacia do Rio Guandu, p. 107-140, 2015. Seropédica: EDUR-UFRRJ
- LI, L. et al. Planting accelerates restoration of tropical forest but assembly mechanisms appear insensitive to initial composition. **Journal of Applied Ecology**, 55(2), p. 986–996, 2018.
- MANHÃES, A. P. et al. Functional trajectory for the assessment of ecological restoration success. **Restoration Ecology**, p. 1–11, 2022.

- MARTINS, V. F.; CAZOTTO, L. P. D.; SANTOS, F. A. M. dos. Dispersal spectrum of four forest types along an altitudinal range of the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 1, p. 1–22, 2014.
- MARSHALL A. R. et al. Fifteen essential science advances needed for effective restoration of the world's forest landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, 2022.
- MASSI, K. G.; CHAVES, R. B.; TAMBOSI, L. R. Simple indicators are good proxies for ecological complexity when assessing Atlantic Forest restoration success. **Restoration Ecology**, v. 30(3), 2022.
- MASSON-DELMOTTE, V. P. et al. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Reino Unido: Cambridge University Press, 2021.
- MELI, P. et al. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **PLoS ONE**, v. 12, p. 1–17, 2017.
- MENDES-SILVA, I. et al. *Annona* in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB117159>>. Acesso em: 10 nov. 2023
- MÉNDEZ, M. V.; SÁNCHEZ, A. C.; LUPO, L. C. Disponibilidad y utilización de los recursos poliníferos por *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) en el este de las Yungas de Jujuy (Argentina). **Biologia Tropical**, v. 70, p. 450–463, 2022.
- NASCIMENTO, D. F. do, et al. Initial growth of six forest tree species in different spacing conditions. **Cerne**, v. 18, n. 1, p. 159–165, 2012.
- NORDEN, N. et al. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **PNAS**, v. 112, n. 26, p. 8013–8018, 2015.
- OLIVEIRA, C. D. C. de. et al. Overstory trees in excess: A threat to restoration success in Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 449, 2019.
- OLIVEIRA, R. E. de. et al. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 127, 2021.
- PANSONATO, M. P. et al. Community structure and species composition of a periodically flooded restinga forest in caraguatatuba, são paulo, brazil. **Biota Neotropica**, 19(1), p. 1–10, 2019.
- PERRING, M. P. et al. Advances in restoration ecology: Rising to the challenges of the coming decades. **Ecosphere**, v. 6(8), 2015.
- PETTORELLI, N. Climate change as a main driver of ecological research. *Journal of Applied Ecology*, v. 49, n. 3, p. 542–545, 2012.
- PIAIA, B. B. et al. Taxonomic and functional diversity of applied nucleation for ecological restoration. **Plant Ecology**, 2023.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistemas de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo-benefício com o sistema tradicional. **Floresta e Ambiente**, v. 4, p. 30–41, 1997.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>, 2023.

RESENDE, A. S., et al. Controle de plantas daninhas em propriedades rurais visando a restauração florestal. In: RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. (Eds.). Controle de plantas daninhas em restauração florestal, p. 85-99, 2017. Brasília: EMBRAPA.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142(6), p. 1141–1153, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, 142(6), p. 1242–1251, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

ROMANELLI, J. P. et al. Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 821, 2022.

ROSENFELD, M. F.; MÜLLER, S. C. Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. **Oecologia Australis**, v. 3, n. 24(3), p. 550–565, 2020.

ROTHER, D. C. et al. Ecological restoration increases conservation of taxonomic and functional beta diversity of woody plants in a tropical fragmented landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 451, 2019.

ROTHER, D. C.; ROMANELLI, J. P.; RODRIGUES, R. R. Historical trajectory of restoration practice and science across the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, p. 1–11, 2023.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.

SÁNCHEZ-GARCÍA, E. A. et al. Setting the stage for the restoration of an *Annona glabra* swamp after exotic grass invasion. **Restoration Ecology**, v. 31, n. 7, p. 1–14, 2023.

SANO, Bruno. **Relação entre características funcionais e o desempenho de espécies arbóreas nativas em um plantio de restauração**. 2016. 33 p. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2016.

SANSEVERO, J. B. B. et al. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: Community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, 19(3), p. 379–389, 2011.

SANSEVERO, J. B. B. et al. On the teaching of ecological restoration in Brazil: an analysis of postgraduate courses. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 5, p. 997–1004, 2018.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). The SER international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. p. 13. Tucson, Arizona, 2004.

SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, 13(12), p. 1–16, 2018.

- SOARES, A. A. V. et al. Influence of Ecological Group Composition, Plantation Spacing and Arrangement in the Restoration of Riparian Forest on Reservoir Shores. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1107–1118, 2016.
- SOUZA, F. M. de; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: Influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1–3, p. 185–200, 2004.
- SOUZA, C. R. de G.; LUNA, G. da C. Unidades quaternárias e vegetação nativa de planície costeira e baixa encosta da Serra do mar no litoral norte de São Paulo. **Revista do Instituto Geológico**, 29(1–2), p. 1–18, 2008.
- STEFFEN et al. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. **PNAS**, v. 115, n. 33, p. 8252–8259, 2018.
- SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.
- SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic Forest. **Applied Vegetation Science**, 21(1), p. 76–84, 2018.
- TRENTIN, B. E. et al. Restauração florestal na mata atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, 28(1), p. 160–174, 2018.
- VAZ, Marcos A. B. **Estudo de delineamentos experimentais no esquema fatorial duplo com um tratamento adicional**. 2013. 102 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2013.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. Classificação de vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro, 124p, 1991.
- VENZKE, T. S. et al. Síndromes de dispersão de sementes em estágios sucessionais de mata ciliar, no extremo sul da mata atlântica, Arroio do Padre, RS, Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, p. 403–413, 2014.
- VINDICA, V. F. et al. Seed rain in a restoration site and in an adjacent remnant of seasonal atlantic forest. **Ciencia Florestal**, v. 30, n. 4, p. 1230–1244, 2020.
- WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer, Verlag, 2016.
- WORTLEY, L.; HERO, J.M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a Review of the Literature. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 537–543, 2013.
- ZAHAWI, R. A. et al. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 88–96, 2013.
- ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden Costs of Passive Restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 3, p. 284–287, 2014.
- ZUPO, T. et al. Trends and knowledge gaps on ecological restoration research in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 30, n. 8, p. 1–12, 2022.

8. ANEXOS

Anexo A: Análise de variância (ANOVA) das variáveis mensuradas em cada tratamento aos 10 anos da implementação da restauração florestal, considerando os efeitos de cada técnica sobre a abundância, riqueza e área basal da comunidade (plantio e regeneração).

Variáveis	Respostas	GL	SQ	QM	Valor F	p-valor
Abundância (N° Indivíduos)	Tratamento	2	6417,3	3208,6	35,93	≈ 0,00
	Bloco	7	1055,3	150,8	1,69	0,191
	Resíduo	14	1250,1	89,3		
Riqueza (N° espécies)	Tratamento	2	1265,33	632,67	52,72	≈ 0,00
	Bloco	7	77,62	11,09	0,92	0,517
	Resíduo	14	168,0	12,0		
Área Basal (m ² /225m ²)	Tratamento	2	4,33	2,17	79,13	≈ 0,00
	Bloco	7	0,321	0,046	1,68	0,195
	Resíduo	14	0,384	0,027		

Anexo B: Análise de variância (ANOVA) com tratamento adicional das variáveis mensuradas em cada tratamento aos 10 anos da implementação da restauração florestal, considerando os efeitos das interações entre cada técnica sobre a abundância, riqueza e área basal da comunidade (plantio e regeneração).

Variáveis	Respostas	GL	SQ	QM	Valor F	Pr (> F)
Abundância (N° indivíduos)	Bloco	7	658,97	94,14	1,99	0,092
	Tratamento	1	224,27	224,27	4,75	0,038
	Origem	1	2036,59	2036,59	43,10	≈ 0,00
	Tratamento*Origem	1	1502,69	1502,69	31,80	≈ 0,00
	Adicional vs Fatorial	1	550,25	550,25	11,65	0,002
	Resíduo	28	1322,96	47,25		
Riqueza (N° espécies)	Bloco	7	50,40	7,20	0,83	0,573
	Tratamento	1	11,28	11,28	1,30	0,265
	Origem	1	472,78	472,78	54,34	≈ 0,00
	Tratamento*Origem	1	22,78	22,78	2,62	0,117
	Adicional vs Fatorial	1	257,56	257,56	29,60	≈ 0,00
	Resíduo	28	243,6	8,7		
Área Basal (m ² /225m ²)	Bloco	7	0,193	0,028	1,45	0,227
	Tratamento	1	0,063	0,063	3,32	0,079
	Origem	1	4,79	4,79	251,36	≈ 0,00
	Tratamento*Origem	1	0,111	0,111	5,84	0,023
	Adicional vs Fatorial	1	1,13	1,13	59,25	≈ 0,00
	Resíduo	28	0,533	0,019		

Anexo C: Espécies alóctones da regeneração natural inventariadas em uma área em processo de restauração ecológica, há 10 anos, implementada por diferentes técnicas de restauração. Legenda: SD (Síndrome de Dispersão; onde ZOO = Zoocoria, ANE = Anemocoria, AUT = Autocoria). GE (Grupo Ecológico; onde P = Pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais), NP = Não Pioneiras (secundárias tardias e clímax), SC = Sem Caracterização). LI (Linha), NU (Núcleo) e CO (Controle).

Família	Espécies	SD	SG	LI	NU	CO
Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	ANE	P	1	0	49
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	ZOO	P	4	9	0
Malvaceae	<i>Sida planicaulis</i> Cav.	AUT	P	1	0	0
Malvaceae	<i>Triumfetta</i> L. sp.	ZOO	SC	1	0	0
Melastomataeae	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	AUT	P	1	2	0
Melastomataeae	<i>Miconia formosa</i> Cogn.	ZOO	NP	0	1	0
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	ZOO	P	0	1	0
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	ZOO	P	4	3	1
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	ZOO	P	1	1	2
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.	ZOO	P	1	0	2
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	ANE	P	0	2	0
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	ZOO	P	2	2	1
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlttdl.	ZOO	P	43	18	19
Solanaceae	<i>Cestrum axillare</i> Vell.	ZOO	P	9	6	2
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	ZOO	P	3	4	2
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	ZOO	P	9	6	1
Total	-	-	-	80	55	79